Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

Élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement marin au Canada

D.D. MacDonald[1], S.L. Smith[2], M.P. Wong[2] et P. Mudroch[3]

[1]MacDonald Environmental Sciences Ltd., Ladysmith (Colombie-Britannique)
[2]Direction de la santé des écosystèmes, Environnement Canada, Ottawa
[3]Direction des programmes fédéraux, Environnement Canada, Ottawa

Remarque : Depuis le 1er avril 1992, la Direction générale des eaux intérieures s'appelle Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes.

Document préparé pour
Le Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin
et
Le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres de l'environnement

ÉTUDE N° 1, SÉRIE SUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT MARIN

Direction générale des sciences et de l'évaluation des écosystèmes
Direction de la santé des écosystèmes
Ottawa (Ontario) 1992

(Available in English on request)

93-01878/

Imprimé sur du papier contenant des rebuts récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
N° de cat. En 36-519/1F
ISBN 0-662-97434-4

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vi

ABSTRACT vi

REMERCIEMENTS vii

ABRÉGÉ viii

ABRÉVIATIONS x

INTRODUCTION 1

CONTEXTE ET DÉFINITIONS 4

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU MARINE 6
- Méthode des concentrations naturelles dans l'eau (WBA) 6
- Méthode toxicologique théorique (TTA) 7
- Méthode toxicologique modifiée (MTA) 9
- Méthode des essais biologiques avec dopage (SBAA) 11
- Méthode du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 12
- Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau marine au Canada 15

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS MARINS 16
- Méthode de la contamination naturelle dans les sédiments (SBA) 17
- Méthode de la toxicité des sédiments dopés (SSTA) 17
- Méthode des recommandations pour la qualité de l'eau (WQGA) 18
- Méthode de la toxicité des eaux interstitielles (IWTA) 18
- Méthode du partage à l'équilibre (EP) 19
- Méthode des résidus dans les tissus (TRA) 21
- Évaluation de la structure de la communauté benthique (BCSA) 21
- Méthode de la concentration de dépistage (SLCA) 22
- Méthode de l'analyse triple des sédiments (SQTA) 24
- Méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (AETA) 26
- Stratégie d'évaluation des sédiments recommandée par la Commission mixte internationale (CMI) 28
- Méthode de la base de données du «National Status and Trends Program» (NSTP-DBA) 29
- Méthode pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments au Canada 30

RÉFÉRENCES 33

ANNEXE A. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - protection de la vie aquatique : variables générales 39

ANNEXE B. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - protection de la vie aquatique : variables chimiques 55

Table des matières (suite)

Page

ANNEXE C. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables générales 75

ANNEXE D. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables chimiques 89

ANNEXE E. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - approvisionnement en eau industrielle : variables générales 93

ANNEXE F. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau - approvisionnement en eau industrielle : variables chimiques 99

ANNEXE G. Compilation des recommandations pour la qualité des sédiments - protection de la vie aquatique 107

ANNEXE H. Membres du Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin 157

ANNEXE I. Membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres de l'environnement 159

Liste des tableaux

1. Résumé des sources terrestres de contamination marine le long des trois côtes du Canada 2

2. Effets de différents types de contaminants et d'activités sur l'écologie et l'environnement marins 3

3. Résumé des avantages et des limites des diverses méthodes d'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments 31

Illustrations

Page

Figure 1. Méthode toxicologique théorique (TTA) 7

Figure 2. Méthode toxicologique modifiée (MTA) 10

Figure 3. Méthode des essais biologiques avec dopage (SBAA) 13

Figure 4. Méthode du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) 14

Figure 5. Méthode de la concentration de dépistage (SLCA) 23

Figure 6. Méthode de l'analyse triple des sédiments (SQTA) 25

Figure 7. Méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (AETA) 27

Résumé

De nombreux États dans le monde ont formulé et utilisé des recommandations pour la qualité de l'environnement marin (QEM), qui portent sur les variables physiques, chimiques et biologiques. Les informations disponibles sur ces recommandations sont compilées dans la présente publication, et on y évalue les diverses méthodes utilisées pour les formuler. On trouve également des propositions visant à établir un cadre pour l'élaboration de recommandations QEM scientifiquement fondées pour l'eau et les sédiments marins au Canada.

Abstract

Marine environmental quality (MEQ) guidelines for physical, chemical, and biological variables have been recommended and used by various jurisdictions around the world. The available information on these guidelines is compiled in this publication, and the respective approaches used to derive them are evaluated. Recommendations are made to set the course for deriving scientifically sound MEQ guidelines for water and sediment in Canada.

Remerciements

Les auteurs désirent exprimer leur reconnaissance envers les personnes et les organismes qui ont grandement contribué à la production du présent rapport :

A.R. Davis, R. Kent, C. Kriz, D. McGirr et D. Noble (Environnement Canada, Ottawa)
J. Gakstatter (U.S. Environmental Protection Agency, Seattle, Wash.)
A. Copping (Puget Sound Water Quality Authority, Seattle, Wash.)
G. Foster et K. Wolniakowski (Oregon Department of Environmental Quality, Portland, Oreg.)
C. Wilson (California State Water Resources Board, Sacramento, Calif.)
B. Betts et K. Phillips (Washington Department of Ecology, Olympia, Wash.)
W. Barchard et T. Henninger (Environnement Canada, Halifax, N.-É.)
L. Pommen (B.C. Ministry of Environment, Victoria, C.-B.)
D. Goyette, M. Pomeroy et L. Harding (Environnement Canada, Vancouver, C.-B.)
M. Kravitz et C. Zarba (U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.)
G. Chapman, H. Lee et R. Swartz (U. S. Environmental Protection Agency, Newport, Oreg.)
C. Ingersol (U.S. Fish and Wildlife Service, Jefferson City, Mo.)
P. Chapman (E.V.S. Consultants, Vancouver, C.-B.)

E. Long (National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Wash.) nous a permis d'utiliser son imposante bibliothèque de référence sur les critères et les recommandations relatifs à la qualité des sédiments et nous a fourni des conseils éclairés sur la pertinence des diverses méthodes utilisées pour l'élaboration des recommandations.

De nombreuses personnes ont examiné avec soin les diverses ébauches du présent rapport : les membres du Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement aquatique (annexe H), les membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (annexe I), ainsi que W. Barchard (Protection de l'environnement, région de l'Atlantique), T. Blouin (Newfoundland Department of the Environment and Lands), P. Chapman (E.V.S. Consultants, Vancouver, C.-B.), C. Kriz (Protection de l'environnement, Ottawa), H. Nelson (Protection de l'environnement, région du Pacifique et du Yukon), E. Porter (Protection de l'environnement, Yellowknife), T. Reynoldson (Institut national de recherche sur les eaux, Burlington, Ont.), et P. Ross (Illinois Natural History Survey).

Abrégé

Au Canada, bon nombre des côtes et des estuaires reçoivent des quantités importantes de substances anthropiques qui peuvent menacer la qualité de ces environnements. En de nombreux endroits, des mesures correctives s'imposent en raison d'une contamination étendue et biologiquement importante des ressources côtières. Une quantité croissante de données scientifiques démontre de façon probante que les décisions passées en matière d'utilisation des ressources côtières ont été prises de façon ponctuelle, sans aucune base rationnelle ou scientifique. Cette façon de procéder n'est dorénavant plus acceptable.

La Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), adoptée en juin 1988, stipule qu'il revient aux autorités nationales d'assurer la conservation et la protection de l'environnement marin. La formulation de recommandations pour la qualité de l'environnement marin (QEM) fait partie des fonctions et des tâches décrites dans les parties I et VI de la Loi. L'«accord de Montréal», formulé par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et adopté en principe par le Canada en 1985, prévoit un cadre global pour la protection des écosystèmes marins contre les polluants d'origine terrestre. Cet accord reconnaît les diverses utilisations de l'environnement marin et décrit en détail les stratégies nécessaires à la protection, à la préservation et à l'amélioration de la qualité de l'environnement marin. Une des stratégies clés consiste à élaborer des recommandations, des objectifs et des normes pour la qualité de l'environnement marin. Cette approche était également l'une des recommandations principales de la Conférence canadienne sur la qualité de l'environnement marin, tenue en 1988.

Les recommandations pour la qualité de l'environnement marin contiendront les informations scientifiques et techniques requises par les gestionnaires des ressources afin qu'ils puissent évaluer l'état actuel de l'environnement marin, et assurer un niveau élevé de qualité pour les diverses utilisations qu'on prévoit en faire. Ces recommandations constitueront également la base sur laquelle on pourra élaborer des objectifs propres à des régions données. De plus, on utilisera ces recommandations pour déterminer et cibler les opérations de nettoyage des endroits contaminés. Enfin, ces recommandations formeront une base scientifique pour la prise de décisions relatives à la qualité de l'eau des effluents industriels et municipaux, et aux activités de rejet en mer.

De nombreux États dans le monde ont formulé et utilisé des recommandations pour la qualité de l'environnement marin, qui portent sur les variables physiques, chimiques et biologiques (présentées aux annexes A à G). Dans certains cas, il serait possible d'adopter ces recommandations de façon provisoire pour les eaux marines canadiennes. Toutefois, avant d'appliquer ces recommandations aux conditions canadiennes, il faut faire preuve d'une grande prudence, en raison des différences possibles dans la sensibilité des biotes natifs et des voies de dégradation et du devenir des contaminants dans l'environnement canadien. Avant d'adopter pour les écosystèmes marins canadiens des recommandations formulées dans d'autres pays, il faut d'abord déterminer leur applicabilité.

Le présent rapport évalue les informations disponibles sur les recommandations QEM ainsi que les diverses méthodes utilisées pour les formuler. Les propositions suivantes visent à établir un cadre pour l'élaboration de recommandations scientifiquement fondées pour l'eau et les sédiments marins au Canada.

(1) On devrait déterminer dans quelle mesure les recommandations établies dans d'autres États et compilées dans le présent rapport s'appliquent aux conditions canadiennes, et on devrait les adopter si elles sont jugées appropriées.

(2) On devrait élaborer de nouvelles recommandations pour la qualité de l'eau marine au Canada, en suivant le protocole

établi par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME).

(3) Il y aurait lieu d'établir un protocole précis pour l'élaboration des nouvelles recommandations canadiennes pour les sédiments marins, et de le soumettre à l'approbation du CCME. Dans l'intérim, nous proposons que l'on suive une procédure basée sur trois méthodes, soit la méthode des effets apparents, la méthode du partage à l'équilibre et la méthode des concentrations naturelles des substances polluantes.

(4) On devrait obtenir la base de données sur les effets biologiques établie par le «National Status and Trends Program» de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), et homologuer les données. On devrait incorporer dans cette base de données de nouvelles informations sur les sédiments contaminés et les effets biologiques, et des données propres aux conditions canadiennes.

(5) Enfin, il y aurait lieu de compiler une liste prioritaire des variables nécessitant la formulation de recommandations pour l'eau et les sédiments dans les écosystèmes marins canadiens.

Abréviations

Voici une liste des abréviations anglaises utilisées dans le texte.

ACR	Acute to chronic ratio
AETA	Apparent effects threshold approach
BCSA	Benthic community structure assessment approach
EP	Equilibrium partitioning approach
FAE	Final acute equation
FAV	Final acute value
FCE	Final chronic equation
FCV	Final chronic value
FPV	Final plant value
FRV	Final residue value
GMAV	Genus mean acute value
IWTA	Interstitial water toxicity approach
MTA	Modified toxicological approach
NSTP-DBA	National Status and Trends Program data base approach
SBA	Sediment background approach
SBAA	Spiked bioassay approach
SLC	Screening level concentration
SLCA	Screening level concentration approach
SMAV	Species mean acute value
SQTA	Sediment quality triad approach
SSLC	Species screening level concentration
SSTA	Spiked-sediment toxicity approach
TRA	Tissue residue approach
TTA	Theoretical toxicological approach
WBA	Water background approach
WQGA	Water quality guidelines approach

Élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement marin au Canada

D.D. MacDonald, S.L. Smith, M.P. Wong et P. Mudroch

INTRODUCTION

Le Canada tire de ses eaux côtières une foule d'avantages économiques et sociaux pour sa population. On retrouve dans les écosystèmes côtiers du Canada (y compris les environnements marins, littoraux et estuariens) quelques-unes des pêcheries les plus productives au monde. Celles-ci sont diverses (sportives, commerciales et de subsistance) et contribuent grandement à notre économie et notre identité nationales. L'aquiculture vient seulement de prendre son envol au Canada, et elle a déjà des retombées économiques tangibles, y compris la revitalisation de nombreuses collectivités côtières. Notre environnement marin permet l'établissement de liaisons de transport essentielles, et il renferme de vastes réserves minérales et pétrolières qui contribuent à notre prospérité économique. De plus, les régions maritimes offrent des possibilités récréatives uniques en leur genre (la voile, l'observation des baleines, ou le simple plaisir de marcher sur les plages) qui attirent des millions de visiteurs vers nos côtes chaque année.

On a souvent perçu nos eaux côtières comme un puits sans fond dans lequel on pouvait déverser une foule de substances et de déchets produits par les activités humaines. Cette perception a donné lieu à une contamination importante des écosystèmes estuariens, littoraux et marins par une foule d'activités terrestres, malgré les avantages économiques et environnementaux apparents associés à l'utilisation de ces régions. Même les écosystèmes arctiques, qui sont pour la plupart éloignés des grandes régions industrielles, commencent à ressentir les effets des activités humaines (Packman et Shearer, 1988). Le tableau 1 présente, sous forme abrégée, la nature et l'importance perçue de la contamination des eaux marines du Pacifique, de l'Atlantique et de l'Arctique par des sources terrestres (Waldichuk, 1988).

Une des activités qui influe le plus sur la qualité de l'environnement marin est l'élimination, ou rejet, en mer des déchets anthropiques. Les résidus de dragage et les substances connexes représentent la majeure partie des matériaux rejetés en mer. Le dragage et le rejet subséquent des sédiments contaminés par les métaux et divers polluants organiques (p. ex., les chlorophénols, les polychlorobiphényles [PCB], les hydrocarbures aromatiques polycycliques [HAP] et les organochlorés) peuvent causer la dégradation des écosystèmes côtiers (tableau 2; Waldichuk, 1988).

Au Canada, le rejet des déchets produits par les activités minières sur les côtes du Pacifique et de l'Atlantique ont provoqué la contamination de divers écosystèmes estuariens et côtiers. L'élimination directe des résidus miniers dans ces eaux peut avoir des effets physiques (p. ex., recouvrement des organismes benthiques), chimiques (p. ex., concentrations élevées de métaux, de HAP et d'autres contaminants dans l'eau et les sédiments) et biologiques (p. ex., toxicité aiguë, toxicité chronique) (Waldichuk, 1988).

Pendant de nombreuses années, on a cru, dans de nombreux centres urbains, que la capacité de dilution de l'environnement marin permettait de se passer d'un traitement approprié des eaux usées. Le rejet des eaux d'égout, traitées ou non, est une importante source de contamination des écosystèmes marins au Canada (Uthe et Zitko, 1988; Langford et coll., 1988). Les conséquences du rejet de ces eaux peuvent varier grandement, et parmi les effets spécifiques, mentionnons la réduction des concentrations d'oxygène dissous, le dépôt de matières organiques à proximité des exutoires, la contamination bactériologique des régions récréatives et des zones de croissance des mollusques et crustacés, et les concentrations élevées de métaux et d'autres polluants.

Tableau 1. Résumé des sources terrestres de contamination marine le long des trois côtes du Canada

Contaminant ou activité	Atlantique	Pacifique	Arctique
Eaux d'égout	XXX	XXX	XX
Ruissellements urbains et agricoles	XXX	XXX	X
Eaux usées des usines de pâtes et papiers	XXX	XXX	—
Déchets miniers	XX	XX	XX
Rejet dans l'océan	XX	X	X
Aménagements côtiers	XX	XX	XXX
Exploration et exploitation des sources d'hydrocarbures pétroliers	(XX)	(XX)	(XXX)
Agriculture (nutriments, envasement)	X	X	—
Pesticides en agriculture et en foresterie	XX	X	—
Raffineries de pétrole	XX	XX	—
Industries chimiques (p. ex. usines de chlore-alcalis)	X	X	—
Déversements de substances chimiques et fuites d'installations côtières	X	X	X
Émissions atmosphériques	X	X	XX
Détritus	XX	XX	XX

Source: Waldichuk, 1988.
X = importance relative des diverses sources de contaminants.
( ) = contamination potentielle.

Les effluents industriels peuvent transporter dans les régions estuariennes et littorales une foule de composés toxiques. Les effluents des usines de pâtes et papiers peuvent avoir des effets négatifs sur les écosystèmes marins, en raison de la présence de solides en suspension, de substances ayant besoin d'un apport en oxygène, de résines acides et de divers composés organiques chlorés (dont les dioxines et les furanes). Des métaux, des nutriments et des composés halogénés peuvent également être présents dans les effluents provenant de diverses industries : galvanisation, raffinage et pétrochimie, métallurgie, textiles, chlore-alcalis, fabrication de produits chimiques et préservation du bois (Waldichuk, 1988).

Mentionnons aussi la pollution non ponctuelle, c'est-à-dire provenant de sources comme les activités agricoles, les ruissellements urbains et industriels non contrôlés, et le dépôt de matières transportées dans l'atmosphère. Les engrais, les herbicides, les insecticides et les autres biocides provenant des terres agricoles peuvent également contribuer à la contamination des cours d'eau avoisinants (Heath, 1987). On sait que ces substances peuvent être transportées par les rivières et les fleuves, et qu'il en est de même pour les eaux de ruissellement provenant des zones urbaines et industrielles. Toutefois, on n'a pas étudié jusqu'à présent les sources particulières, ainsi que les quantités et le devenir final de ces composés dans les environnements marins au Canada. De plus, le dépôt des polluants transportés par les courants atmosphériques peut imposer un stress additionnel aux environnements marins.

L'exploration, la mise en valeur et le transport des ressources pétrolières présentent une menace sérieuse pour la qualité des environnements marins. Les accidents récents dans le golfe de l'Alaska (Exxon Valdez en 1989) et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Nestucca en 1988) ont clairement démontré les effets catastrophiques que peuvent avoir les déversements de pétrole sur les écosystèmes côtiers (Anderson, 1989). Pour de nombreuses années encore, on ne comprendra pas entièrement les effets économiques et sociaux de ces déversements. Toutefois, selon les études de suivi qui ont eu lieu sur la côte française après l'accident de l'Amoco Cadiz, il est probable que ces effets sont importants et de longue durée (c.-à-d. plus de 10 ans). Compte tenu de l'extrême sensibilité de l'Arctique canadien et de la dépendance des populations autochtones et côtières à l'égard des ressources

Tableau 2. Effets de différents types de contaminants et d'activités sur l'écologie et l'environnement marins

Contaminant ou activité	Contamination bactérienne/ virale	Épuisement de l'oxygène	Toxicité	Bioaccu-mulation	Dégradation de l'habitat	Épuisement du stock de ressources vivantes	Aspects esthétiques
Eaux d'égout	*	*		*	*		*
Ruissellements urbains et agricoles	*	*		*	*		
Déchets des usines de pâtes et papiers	*	*	*		*		*
Déchets miniers			*	*	*	*	*
Rejet dans l'océan	*	*	*	*	*		
Aménagements côtiers	*				*	*	*
Exploration et exploitation des hydrocarbures pétroliers		*	*	*	*		*
Agriculture	*	*	*	*	*		*
Pesticides			*	*			
Raffineries de pétrole			*	*			*
Usines de chlore-alcalis			*	*			
Déversements et fuites de substances chimiques		(*)	*	*			*
Émissions atmosphériques	*		*	*			
Traitements des aliments et des boissons		*			*		*
Détritus					*	*	*

Source : Waldichuk, 1988.
( ) = effets possibles.

marines, la contamination à grande échelle par les hydrocarbures pétroliers pourrait présenter une menace sérieuse (Packman et Shearer, 1988).

Les activités associées au transport maritime des biens manufacturés et autres produits peuvent également avoir un effet nuisible sur les écosystèmes côtiers, par différents mécanismes. Les problèmes les plus courants liés au transport maritime comprennent les déversements de substances chimiques (p. ex., mazout ou autres substances toxiques), le rejet des déchets (p. ex., ordures et déchets humains) et, depuis peu, l'introduction d'organismes non autochtones (p. ex., les moules zébrées dans le bassin des Grands Lacs et du Saint-Laurent) à la suite du rejet, par les navires, de leurs eaux de ballast.

Au cours des dernières années, on a établi comme objectifs de gestion prioritaires la conservation et la protection des écosystèmes côtiers du Canada, et la préservation d'un environnement marin de haute qualité (Groupe consultatif sur la qualité de l'environnement marin 1987; Wells, 1988; Cote, 1989). Toutefois, pour réaliser ces objectifs, il faut disposer d'outils pratiques qui permettent d'évaluer la qualité de l'environnement marin. Les gestionnaires responsables de la qualité de l'environnement marin au Canada ont besoin d'informations sur le devenir et les effets des différentes substances chimiques dans ce milieu. Ils ont donc un besoin immédiat de recommandations pour la qualité de l'environnement qui s'appliquent aux eaux et aux sédiments des écosystèmes côtiers du Canada. Le présent rapport est un document de discussion, qu'on pourra également utiliser pour mieux définir la stratégie visant à instaurer des recommandations pour la qualité de l'environnement marin («recommandations QEM») au Canada. Les annexes A à G renferment une compilation des recommandations actuellement utilisées par divers États dans le monde à l'égard de l'environnement marin.

CONTEXTE ET DÉFINITIONS

Au Canada, les écosystèmes côtiers sont le lieu d'une foule d'utilisations de l'eau ayant une importance biologique, économique et culturelle. De plus, nos eaux côtières servent de points de chute pour des produits d'origine domestique, agricole et industrielle (provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles) qui peuvent contaminer les écosystèmes côtiers, voire mettre en péril ces utilisations de l'eau. Il incombe aux gestionnaires des ressources aquatiques d'évaluer les intérêts et les besoins des divers utilisateurs afin d'assurer une utilisation sage des ressources côtières, pour le meilleur intérêt de tous les Canadiens.

En tant que signataire de l'Accord du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) pour la protection du milieu marin contre la pollution d'origine tellurique (aussi appelé «Accord de Montréal», PNUE, 1985), le Canada a accepté, en principe, l'idée d'élaborer un cadre national pour la protection de la qualité de l'environnement marin et de ses utilisations prévues. L'accord du PNUE vise à renforcer les ententes entre pays afin d'assurer l'harmonisation et l'application des recommandations et des normes, au niveau mondial et régional (PNUE, 1985). Dans deux des trois principales stratégies de lutte contre la pollution décrites dans l'accord, on a souligné la nécessité d'établir des recommandations ou des normes pour la qualité de l'environnement marin afin d'assurer un contrôle efficace des principaux rejets terrestres dans les écosystèmes côtiers et estuariens. Lors de la Conférence canadienne sur la qualité de l'environnement marin, tenue en 1988, on a également souligné qu'il fallait faire du besoin d'établir des recommandations l'un des principaux éléments d'une approche pratique visant à assurer la protection de l'environnement marin (Wells et Gratwick, 1988).

La Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), adoptée en juin 1988, stipule que les autorités nationales doivent assurer la protection et la conservation de la qualité de l'environnement marin au Canada (Cornwall et coll., 1988). La nécessité d'établir des recommandations et des objectifs à cet égard est indiquée dans la partie I de la Loi. De plus, des recommandations pour la qualité des sédiments sont requises de toute urgence afin que l'on puisse élaborer les règlements prévus à la partie VI de la LCPE. Ces recommandations constitueront des informations scientifiques et techniques de base au sujet de l'influence des variables de qualité environnementale sur les utilisations de l'environnement marin. On pourra ensuite utiliser ces informations pour évaluer les questions et les préoccupations en matière de qualité de l'environnement marin, et établir des objectifs appropriés pour une région ou un lieu donné.

Le sens et l'interprétation des termes critère, recommandation, objectif et norme varient d'un organisme à l'autre. En ce qui concerne le mécanisme d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement marin au Canada, nous avons défini ces termes comme suit :

(1) *Critères* – Données scientifiques évaluées pour déterminer les limites recommandées relativement aux utilisations de l'environnement marin. Par exemple, on a fait état que la CL_{50} – 96 h du zinc pour la mysis *Mysidopsis bahia* est de 0,499 $mg \cdot L^{-1}$ (Suter et Rosen,1988).

(2) *Recommandations* – Concentrations chiffrées ou conditions non chiffrées recommandées pour protéger et maintenir une utilisation donnée de l'environnement marin. Par exemple, si la concentration maximale de zinc est inférieure à 0,166 $mg \cdot L^{-1}$, il n'y aura pas d'effets nocifs sur la mysis (Suter et Rosen, 1988).

(3) *Objectifs* – Concentrations chiffrées ou conditions non chiffrées établies pour protéger et maintenir des utilisations désignées de l'environnement marin à un endroit spécifié. Par exemple, la concentration moyenne de zinc dans l'estuaire du fleuve Fraser *ne devrait pas* dépasser 0,050 $mg \cdot L^{-1}$ afin d'assurer la protection des espèces sensibles de poissons et de vie aquatique; ce faisant, il ne devrait pas y avoir, à cette concentration, d'effets nocifs sur d'autres utilisations de l'eau (Swain et Holms, 1985).

(4) *Normes* – Objectifs relatifs à la qualité d'environnement marin et prévus dans les lois exécutoires sur la protection de l'environnement, promulguées par un palier de gouvernement. Par exemple, la concentration moyenne de zinc dans le bassin du fleuve Columbia *ne doit pas* dépasser 0,086 $mg \cdot L^{-1}$ (Oregon Department of Environmental Quality, 1989a).

Le but des recommandations pour la qualité de l'environnement marin est donc de fournir les informations scientifiques nécessaires à une définition des conditions qui assureront la protection et la préservation de l'environnement marin, y compris les écosystèmes estuariens, littoraux et marins au Canada, compte tenu des utilisations désignées de ces ressources. À cette fin, ces recommandations porteront sur les variables physiques, chimiques, biologiques et radiologiques. Par utilisations de l'eau, on entend celles qui sont associées à la vie aquatique et à leurs habitats, à la faune associée à ces régions, à la mariculture, aux activités récréatives et aux aspects esthétiques, et à la protection de la santé des humains. Il y a d'autres utilisations importantes de l'environnement marin comme la production et le stockage d'électricité, l'assimilation des déchets, l'approvisionnement en eau industrielle et le transport, mais il est probable que ces utilisations seront moins sensibles que celles citées précédemment.

L'élaboration de recommandations visant à protéger une utilisation donnée se fait indépendamment des autres utilisations. Ainsi, la recommandation n'est pas influencée par des facteurs comme la disponibilité et le coût des mesures correctives ou de contrôle. En ce qui concerne une variable donnée, le contrôle de celle-ci ou les mesures prises à son égard dépendront de la recommandation élaborée pour l'utilisation la plus sensible. On reconnaît dans l'ensemble que, si la qualité de l'environnement est maintenue à un niveau suffisant pour protéger les ressources marines vivantes dans un écosystème viable et sain, ce niveau de qualité conviendra également pour les autres utilisations de l'environnement marin.

Les recommandations QEM au Canada sont destinées à servir de points de référence pour la détermination et l'évaluation des impacts possibles des variables de qualité environnementale sur les utilisations de l'environnement marin. De plus, on utilisera ces recommandations pour déterminer et cibler les opérations de nettoyage des endroits contaminés. Elles constitueront également la base scientifique pour la prise des décisions relatives à la qualité des effluents industriels et municipaux, et aux activités de rejet dans l'océan. Toutefois, on ne doit pas considérer ces recommandations comme des «valeurs globales» pour la qualité de l'environnement marin. Si on détermine qu'il y a un problème possible, il faudra effectuer des évaluations plus détaillées sur le terrain afin de déterminer l'ampleur du problème et les mesures correctives qui s'imposent.

Les recommandations contribueront à la gestion efficace des ressources marines du Canada, car elles fourniront des informations scientifiques et techniques qui permettront d'établir des objectifs de qualité de l'environnement marin particuliers aux différents endroits. En plus de ces informations, il faudra acquérir des données sur les caractéristiques de la qualité environnementale pour la région ou l'endroit visé par un objectif, pendant la formulation de celui-ci. Ces caractéristiques comprennent :

(1) les concentrations existantes des diverses variables de qualité de l'environnement à cet endroit;

(2) la variabilité temporelle et spatiale des caractéristiques de l'eau, des sédiments et du biote à cet endroit;

(3) la vie aquatique existante et possible;

(4) le schéma de flux ou de circulation, et ses liens avec la qualité de l'eau, des sédiments et du biote;

(5) les apports existants et possibles de contaminants à partir de sources ponctuelles et non ponctuelles; et

(6) les utilisations existantes et possibles de l'environnement marin.

C'est à partir de la collecte et de la synthèse de cette information qu'on pourra évaluer la qualité actuelle et possible de l'environnement à cet endroit. Outre cette information, il faudra également tenir compte des facteurs socio-économiques pendant l'élaboration des objectifs propres à un endroit donné.

La bonne gestion de nos ressources côtières est une tâche complexe : il faut intégrer les intérêts des groupes utilisateurs de ces ressources aux informations scientifiques détaillées sur l'état, la sensibilité et la valeur actuelle de ces ressources communes. Les recommandations, objectifs et normes pour la qualité de l'environnement fournissent les instruments pour prendre des décisions de gestion fondées du point de vue scientifique, et pour interpréter l'importance toxicologique des données sur les contaminants environnementaux, données qui sont nécessaires aux évaluations d'impacts, au choix des mesures correctives et à la détermination de l'état de l'environnement. L'élaboration de méthodes antipollution respectueuses de la qualité du milieu marin récepteur est possible uniquement si l'on dispose de critères scientifiques des impacts potentiels des polluants sur la vie marine, et de recommandations pour la qualité environnementale de l'eau et des sédiments. Par conséquent, la formulation et la mise en oeuvre d'un mécanisme d'élaboration de recommandations QEM au Canada s'imposent de toute urgence, afin que l'on puisse à l'avenir gérer efficacement les écosystèmes marins canadiens.

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'EAU MARINE

En raison des préoccupations à l'égard des ressources marines, les besoins en information sur l'état des écosystèmes côtiers et estuariens ont augmenté. Même si les organismes de réglementation ont recueilli d'importantes quantités de données sur les caractéristiques chimiques des eaux côtières, l'importance biologique de ces données demeure en grande partie obscure. De nombreux organismes dans le monde se basent sur des recommandations pour la qualité de l'eau afin d'évaluer la qualité des eaux côtières et estuariennes, prendre des décisions relatives à la gestion de ces zones, et établir sur des bases scientifiques des objectifs de qualité de l'eau pour des régions ou des endroits donnés (ainsi que des normes, s'il y a lieu). Dans la présente section, nous faisons un survol des méthodes qui ont été utilisées, ou qui pourront l'être, pour formuler des recommandations pour la qualité des eaux côtières; ces méthodes comprennent :

(1) Méthode des concentrations naturelles dans l'eau (WBA);

(2) Méthode toxicologique théorique (TTA);

(3) Méthode toxicologique modifiée (MTA);

(4) Méthode des essais biologiques avec dopage (SBAA);

(5) Méthode du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME).

Méthode des concentrations naturelles dans l'eau (WBA)

Dans la méthode des concentrations naturelles dans l'eau, on bâtit une base de données sur les concentrations de contaminants dans l'eau à des endroits de référence où la qualité de l'eau est jugée acceptable. En Colombie-Britannique et dans la région de l'Atlantique, il existe déjà des bases de données relativement importantes sur la qualité de l'eau et qui découlent d'études de faisabilité (entreprises pour choisir des sites d'aquiculture), d'études sur la qualité nominale de l'eau et d'autres études spéciales. Pour chacune des variables de qualité de l'eau, il existe des traitements statistiques de ces données (p. ex., moyenne géométrique, estimation en centiles, moyenne logarithmique), lesquels permettent de définir les niveaux naturels de ces variables dans les lieux où l'on retrouve actuellement les utilisations désignées de l'eau. En théorie, la concentration naturelle des composés purement anthropiques, comme bon nombre des contaminants organohalogénés, devrait être nulle. On peut alors élaborer des recommandations précisant qu'il doit y avoir peu ou pas d'augmentation par rapport aux concentrations naturelles ou à celles qui prévalaient avant les travaux de développement (lorsque ces données existent).

Bien que le recours à cette méthode soit rarement énoncé de façon explicite, il est fort probable qu'on l'a employée implicitement pour la majorité des décisions prises de par le monde au sujet de l'utilisation des ressources aquatiques dans les écosystèmes marins.

Méthode toxicologique théorique (TTA)

La méthode toxicologique théorique d'élaboration des critères, recommandations, objectifs et normes pour la qualité de l'eau consiste essentiellement à évaluer les publications pertinentes sur la toxicologie d'une substance, dans le but de définir des niveaux sûrs ou sans effet pour l'environnement. De nombreux organismes qui ont proposé des recommandations pour la qualité de l'eau ont utilisé cette méthode. La méthode précise, élaborée par l'U. S. Environmental Protection Agency (EPA) (Stephan et coll., 1985), illustre clairement cette démarche (figure 1).

Pour un élément ou un composé, l'étape préliminaire d'élaboration des recommandations (appelées critères par l'U. S. EPA) consiste en un survol des publications sur la chimie de cet élément ou composé dans l'eau. Au cours de cette étape, on recueille des informations générales sur la formule chimique, la masse moléculaire, le point de fusion, la pression de vapeur et l'état physique de la substance. De plus,

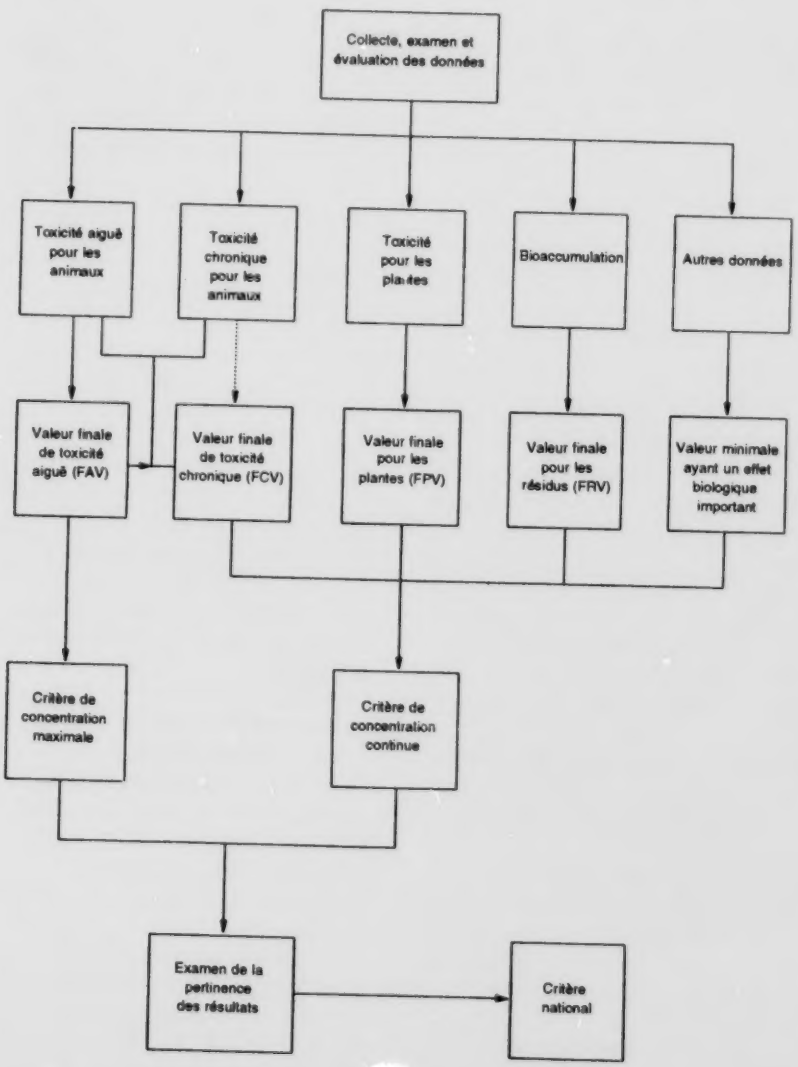

Figure 1. Méthode toxicologique théorique (TTA).

on documente diverses propriétés de la substance (constante de dissociation, solubilité dans divers solvants, coefficient de partage octanol/eau, et autres données connexes) afin de prévoir le comportement de la substance en milieu aqueux. On étudie également les méthodes standard de collecte, de transport et d'analyse des échantillons, afin d'en évaluer la compatibilité avec celles qui ont été utilisées dans les études de toxicité dont font état les publications scientifiques.

La deuxième étape du processus consiste à examiner en détail les publications scientifiques afin de faciliter la compilation de toutes les données disponibles sur les sujets suivants :

(1) toxicité aiguë pour les plantes et les animaux aquatiques;

(2) toxicité chronique pour les plantes et les animaux aquatiques;

(3) bioaccumulation dans les plantes et les animaux aquatiques;

(4) seuils d'intervention de la Food and Drug Administration (FDA) pour les tissus comestibles; et

(5) effets chroniques sur les consommateurs d'organismes aquatiques.

On évalue ensuite les données afin de déterminer si elles conviennent à l'élaboration des recommandations. On prend en considération les facteurs critiques comme la présence et la pertinence des tests de contrôle, la formulation chimique et le type d'eau de dilution (p. ex., les tests effectués avec de l'eau distillée ou désionisée ne sont pas acceptables). On compare ensuite le type d'essai biologique à la nature de la substance testée (p. ex., on devrait utiliser les tests en milieu à circulation continue avec les substances très volatiles). De plus, avant d'accepter les données en vue de leur utilisation dans le processus d'élaboration des recommandations, on examine l'information sur l'organisme testé, comme sa préexposition possible à des substances toxiques, sa répartition géographique et sa pertinence pour les écosystèmes nord-américains.

Les exigences en matière de données pour la formulation de recommandations relatives à la qualité de l'eau ont été énoncées explicitement afin d'assurer l'uniformité des critères finaux. L'U. S. EPA exige que les données sur la toxicité aiguë portent sur des espèces représentant au moins huit familles d'organismes marins, y compris au moins deux familles de cordés, cinq familles d'invertébrés et une autre famille. Pour calculer les rapports toxicité aiguë/toxicité chronique, il faut disposer de données sur les effets chroniques pour une espèce de poisson, une espèce d'invertébré (il peut s'agir d'espèces d'eau douce), et une espèce marine sensible. De plus, on doit disposer d'informations sur la bioaccumulation de la substance dans une espèce marine appropriée, et sur les réactions d'au moins une plante vasculaire ou algue marine.

Pour calculer la valeur finale de toxicité aiguë (FAV), on utilise les mesures appropriées de la toxicité aiguë d'une substance pour diverses espèces marines. La FAV est une estimation de la concentration de la substance correspondant au 5e percentile des valeurs de toxicité aiguë pour tous les genres ayant fait l'objet de tests acceptables de toxicité aiguë.

La FAV d'une substance se calcule de la façon suivante. Pour chaque espèce pour laquelle on dispose d'au moins une valeur de toxicité aiguë, on calcule la valeur moyenne de toxicité aiguë pour l'espèce (SMAV) qui est égale à la moyenne géométrique des résultats des tests jugés acceptables. Pour chaque genre pour lequel on dispose d'une ou plusieurs SMAV, on calcule ensuite la valeur moyenne de toxicité aiguë du genre (GMAV), qui est égale à la moyenne géométrique des SMAV disponibles. On classe ensuite les valeurs GMAV des plus faibles aux plus élevées, et on calcule la probabilité cumulative pour chaque GMAV. Enfin, on calcule la FAV à partir des quatre plus basses GMAV et leurs probabilités cumulatives. Si la SMAV d'une espèce importante du point de vue commercial ou économique est inférieure à la FAV calculée, cette SMAV remplace la FAV afin d'assurer la protection de cette espèce.

Lorsqu'on dispose de suffisamment de données sur la toxicité aiguë et qu'elles démontrent que la toxicité de la substance pour plusieurs espèces dépend d'une caractéristique spécifique de l'eau de dilution, le calcul d'une équation finale de toxicité aiguë (FAE) est justifié. Cette procédure nécessite que la relation entre toxicité et qualité de l'eau soit quantifiable par des méthodes statistiques standard. Les relations les plus courantes entre les caractéristiques de l'eau et le toxique portent sur la salinité et la température, mais il est fort possible que d'autres relations soient en cause.

On peut calculer la valeur finale de toxicité chronique (FCV) d'une manière conforme au calcul de la FAV si on dispose de suffisamment de données acceptables sur la toxicité chronique de la substance. Une autre méthode pour calculer la FCV consiste à

diviser la FAV par le rapport toxicité aiguë/toxicité chronique. Dans les situations où la toxicité chronique dépend d'une ou plusieurs caractéristiques de la qualité de l'eau, il peut s'avérer nécessaire de calculer une équation finale de toxicité chronique (FCE).

Le calcul d'une valeur finale pour les plantes (FPV) donne un outil pour comparer les sensibilités relatives des animaux et des plantes marins. En règle générale, on compile et analyse les données disponibles sur l'inhibition de la croissance ou de la photosynthèse afin de pouvoir évaluer les concentrations d'une substance qui ont un effet sur les plantes marines. On obtient la FPV en choisissant la plus faible concentration publiée dans les études ayant porté sur une espèce de plante marine importante, et dans lesquelles la concentration du toxique a été mesurée, et la manifestation de l'effet était biologiquement importante.

Ensuite, on calcule une valeur finale dans les résidus (FRV) afin de s'assurer que les recommandations finales tiennent compte de la bioaccumulation possible d'une substance à des concentrations nocives dans les organismes marins qui sont consommés par les humains ou d'autres espèces de prédateurs. On calcule la FRV en divisant la concentration maximale admissible dans les tissus (définie par l'U. S. FDA) par les facteurs appropriés de bioaccumulation (FBA) ou les facteurs de bioconcentration (FBC). Les FBC sont habituellement déterminés en laboratoire et tiennent compte seulement de l'absorption nette d'une substance directement à partir de l'eau. Les FBA sont mesurés dans des conditions représentatives du terrain et représentent l'absorption nette d'une substance à partir de la nourriture et de l'eau. Les FBC et les FBA mesurés peuvent varier de plusieurs ordres de grandeur, tout dépendant de la nature de la substance et de son devenir dans les écosystèmes aquatiques. Stephan et coll. (1985) ont publié une méthode précise pour le calcul des FBC et des FBA pour les substances hydrophiles et lipophiles.

Les recommandations finales pour une substance dans l'eau consistent en fait en deux concentrations : une concentration maximale à court terme et une concentration moyenne à long terme. Pour calculer la concentration maximale admissible d'une substance dans l'eau, on utilise la FAV ou la FAE. En règle générale, la recommandation pour une exposition à court terme (c.-à-d. le critère de concentration maximale) s'obtient en multipliant la FAV ou la FAE par 0,5. Pour déterminer la concentration moyenne à long terme (c.-à-d., le critère de concentration continue), on utilise la plus faible valeur entre la FCV, la FPV et la FRV. On examine ensuite ces recommandations afin de s'assurer qu'elles ont été calculées d'une manière conforme à la méthode précise recommandée, avant de les adopter comme critères nationaux.

L'avantage principal de la méthode toxicologique théorique réside dans le fait qu'elle est très précise, et, par conséquent, que les résultats sont reproductibles et défendables d'un point de vue scientifique. Cette approche présente toutefois un inconvénient majeur : pour calculer les recommandations, il faut disposer d'importantes bases de données toxicologiques. Ces données ne sont pas disponibles pour de nombreuses variables, et il est donc impossible de formuler pour celles-ci des recommandations. Dans ces cas, l'U. S. EPA peut publier des recommandations provisoires dites «Water Quality Advisories» pour des composés spécifiques, recommandations auxquelles on est arrivé en utilisant des ensembles de données restreints et moins rigoureux (voir Hansen 1989 pour plus de détails). Par ailleurs, on a mis en doute le degré de protection offert aux biotes aquatiques par les recommandations équivalentes à la FCV. Plusieurs espèces sensibles autres que celles qui ont été testées pourraient être affectées par des expositions à long terme à des concentrations égales à la FCV. De plus, certaines classes de biotes (comme les têtes-de-boule) peuvent être représentées en surnombre dans les bases de données toxicologiques, ce qui fausse la répartition des données. Par conséquent, il faut utiliser une méthode pour élaborer des facteurs de sécurité qui tiennent compte de l'intégralité et de l'équilibre de la base de données.

Méthode toxicologique modifiée (MTA)

Le California State Water Resources Control Board a adopté une autre méthode pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau à partir des données toxicologiques (Klapow et Lewis, 1979). Cette méthode a été conçue afin de tenir compte des lacunes de la base de données, à savoir la toxicité des contaminants environnementaux pour les organismes marins et la réaction des collectivités naturelles à des expositions prolongées à des substances potentiellement toxiques.

Dans cette méthode (figure 2), on utilise trois types de données quantitatives afin d'établir des recommandations pour la qualité de l'eau. On recueille dans les publications différentes données de toxicité qu'on regroupe en bases de données : données de toxicité aiguë obtenues en laboratoire pour des espèces marines et d'eau douce, données de toxicité chronique pour des espèces estuariennes et marines, et données

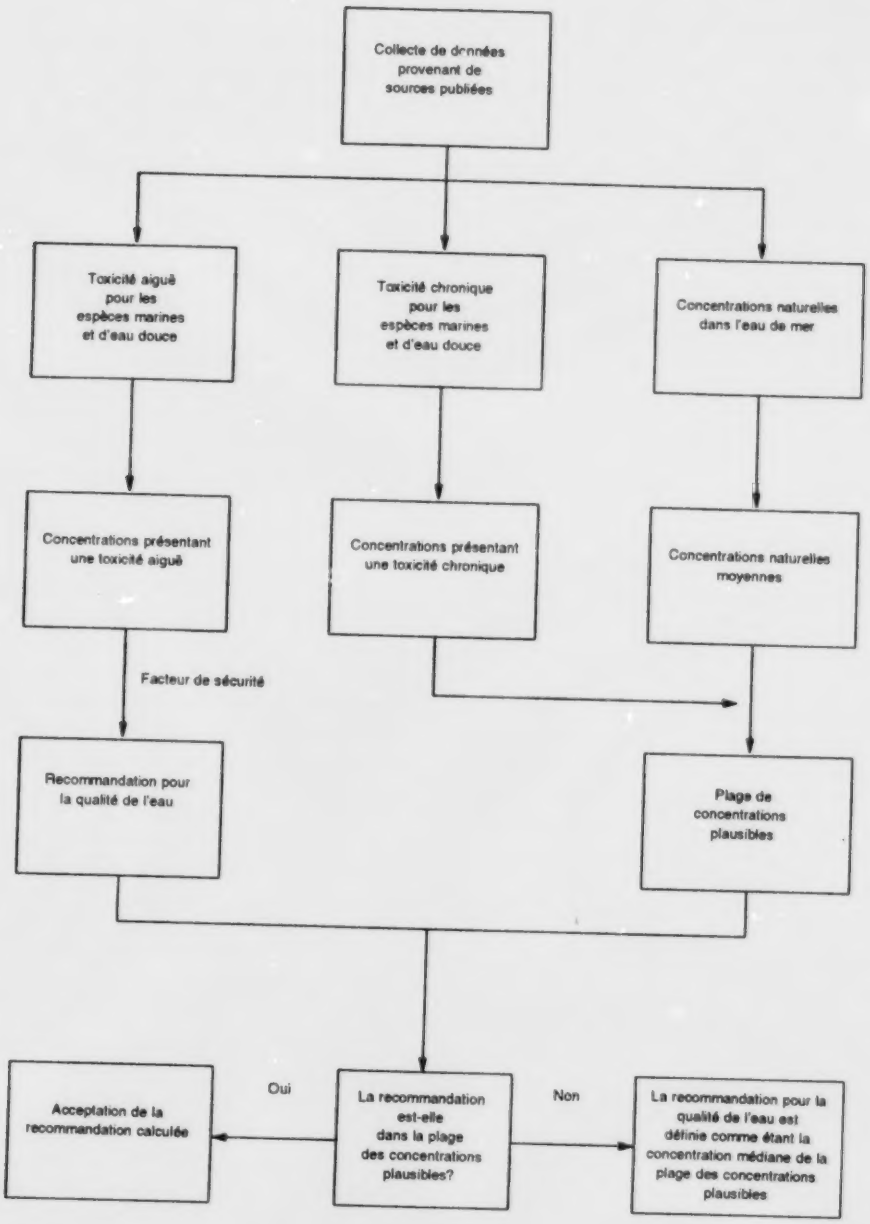

Figure 2. Méthode toxicologique modifiée (MTA).

sur les concentrations naturelles des substances que l'on retrouve justement à l'état naturel dans l'eau de mer. Ces données ne font l'objet d'aucune évaluation critique quant à leur validité ou à leur applicabilité aux conditions étudiées. Le seul critère pour l'acceptation de ces données est qu'on puisse les trouver dans des sources publiées.

L'utilisation de données de toxicité aiguë pour les organismes marins et d'eau douce, dans le but

d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau dans les systèmes salins ou saumâtres, est contraire au dogme de la toxicologie selon lequel les données utilisées devraient refléter la tolérance des espèces résidantes aux changements environnementaux. Toutefois, les analyses statistiques des données ont révélé qu'il n'y avait pas de différence systématique entre les valeurs médianes ou les plages des valeurs de toxicité aiguës dans des essais en eau douce ou en eau salée. Par conséquent, on a jugé que d'autres facteurs, comme la variabilité de la sensibilité des divers stades de vie et des espèces, étaient plus importants que les caractéristiques de qualité de l'eau pour expliquer la variation des données.

En utilisant les données disponibles sur la toxicité aiguë d'une substance, on estime de façon prudente que le 10e percentile inférieur des données CL_{50} représente la concentration ayant une toxicité aiguë. Pour évaluer la concentration de chaque substance présentant une toxicité chronique, on prend la moyenne logarithmique des trois plus faibles concentrations (valeurs publiées) produisant des effets chroniques et sublétaux. On calcule ensuite la concentration naturelle moyenne de chaque substance en prenant la moyenne logarithmique de toutes les données disponibles. On suit les méthodes recommandées pour l'établissement des percentiles et des moyennes afin de réduire au minimum les valeurs non représentatives.

Les recommandations pour la qualité de l'eau ont été calculées selon la convention recommandée dans la publication Water Quality Criteria 1972 (NAS/NAE,1973). Selon cette convention, on multiplie les valeurs de toxicité aiguë par les facteurs d'application spécifiés par la NAS/NAE, lesquels vont de 0,1 pour le cyanure à 0,01 pour l'arsenic. Si le produit ainsi obtenu se trouve à l'intérieur de la plage des concentrations plausibles, il est accepté à titre de recommandation pour la qualité de l'eau. On définit la plage des concentrations plausibles comme étant la concentration moyenne de la substance dans l'eau salée (seuil inférieur) et la valeur calculée de la toxicité chronique (seuil supérieur). Si le produit est à l'extérieur de cette plage, la concentration recommandée est alors égale à la valeur médiane de la plage. La plupart des recommandations calculées pour la Californie (10 variables sur 13) sont à l'intérieur de la plage définie (Klapow et Lewis, 1979).

La définition de la plage des concentrations plausibles est très importante pour la méthode toxicologique modifiée. D'un point de vue réglementaire, les recommandations qui se trouvent à l'extérieur de cette plage sont de peu d'utilité pour les gestionnaires de ressources. Toutefois, un niveau acceptable de protection pour les organismes marins n'est probablement pas assuré par les concentrations recommandées se trouvant à l'intérieur de la plage des concentrations qui causent une toxicité chronique ou des effets sublétaux. Il est également excessif de recommander des concentrations qui sont égales ou inférieures aux seuils de détection des méthodes analytiques disponibles. Par conséquent, les recommandations qui sont à l'intérieur de cette plage ont une valeur intuitive et sont probablement plus valables que les concentrations recommandées qui ne se trouvent pas à l'intérieur de cette plage, ou celles dont la validité n'a pas été testée.

Un défaut majeur de cette méthode est qu'on utilise des données sur la toxicité en eau douce et en milieu marin afin d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau. L'influence des caractéristiques de la qualité de l'eau sur la toxicité a fait l'objet d'une documentation dans le cas de l'ammoniac (c.-à-d., effets du pH et de la température; Willingham, 1988), dans le cas de divers métaux (c.-à-d., effet de la dureté de l'eau; Spear et Pierce, 1979; U. S. EPA, 1985a, 1985b) et dans le cas des pesticides (MacDonald, 1989). Hansen (1989) a comparé les valeurs pour les critères de l'eau salée et de l'eau douce qui avaient été élaborés pour diverses substances, et il a constaté que près de 50 % des critères maximaux différaient par un facteur supérieur à cinq. Suite à ces résultats, on a conclu qu'il fallait avoir des critères séparés pour la protection de la vie aquatique marine et de celle d'eau douce.

Méthode des essais biologiques avec dopage (SBAA)

Les évaluations toxicologiques théoriques peuvent fournir une grande part des informations nécessaires à l'élaboration, sur des bases scientifiques, de recommandations pour la qualité de l'eau. Toutefois, pour de nombreuses variables de qualité de l'eau, il peut ne pas y avoir assez de données toxicologiques aquatiques pour permettre une évaluation satisfaisante. Dans d'autres cas, on peut contester l'applicabilité des études en laboratoire portant sur les réponses des écosystèmes. Cairns (1983, 1986a, 1986b) a présenté certains arguments convaincants en faveur de l'utilisation, en toxicologie environnementale, de la méthode de validation faisant appel à plusieurs espèces. Entre autres arguments, mentionnons :

(1) Même le test biologique le plus méticuleux fait en laboratoire sur une seule espèce ne peut prédire précisément combien d'espèces de même nature

peuvent vivre en compétition ou dans une relation prédateurs–proies dans un milieu naturel.

(2) Comme on peut, en général, contester la précision des essais de toxicité réalisés en laboratoire et utilisés pour prévoir les réactions réelles dans des écosystèmes aquatiques, on utilise des facteurs de sécurité ou d'application afin de protéger de façon appropriée les ressources. Avec cette méthode, on peut surestimer ou sous-estimer les effets toxiques d'une substance dans l'environnement aquatique.

(3) D'un point de vue holistique, même le concept des «espèces les plus sensibles» est imparfait, car de nouvelles propriétés apparaissent dans les systèmes en raison de l'interaction des composants.

En recueillant des données toxicologiques détaillées sur le système à l'étude, on peut beaucoup mieux prévoir les réponses du biote aquatique aux conditions nouvelles créées par les contaminants. L'U.S. EPA (1983) a décrit deux méthodes explicites pour tenir compte des variations de la qualité de l'eau en un lieu donné, et des différences au chapitre de la sensibilité des espèces résidantes. Par conséquent, les données de toxicité ainsi obtenues sont directement et nécessairement applicables au lieu et aux espèces considérés.

La méthode des espèces indicatrices (figure 3) vise à tenir compte des différences dans la disponibilité biologique et la toxicité d'une substance qui peuvent être attribuables à des caractéristiques physiques et (ou) chimiques de l'eau du lieu étudié. Dans ces essais biologiques, on dope littéralement l'eau du lieu ou l'eau reconstituée en laboratoire avec le contaminant, et on dilue cette eau à diverses concentrations avec l'eau parente. On peut utiliser dans ces essais biologiques des espèces comme le saumon coho ou le bouquet comme indicateur de l'influence de la qualité ambiante de l'eau sur la toxicité.

La méthode des espèces résidantes est similaire, sous de nombreux aspects, à celle des espèces indicatrices. Toutefois, elle diffère essentiellement en ce qu'on utilise des espèces résidantes sensibles comme organismes d'essai afin d'obtenir une plus grande précision et une plus grande confiance dans les recommandations subséquemment formulées.

Les tests biologiques avec dopage peuvent consister en simples tests de 4 j en milieu statique avec renouvellement, et dans lesquels on utilise l'eau prélevée pour évaluer la toxicité aiguë de la substance pour les tacons du saumon coho. On peut réaliser des essais biologiques plus complexes avec les espèces de poissons résidantes pendant tout leur cycle de vie afin de déterminer les effets chroniques à long terme sur des parties sensibles du cycle, comme la reproduction et la croissance. Dans des tests encore plus complexes, on construit des mésocosmes ou on travaille sur des écosystèmes entiers. Ces essais ont le principal avantage de fournir des données détaillées sur la réponse des biotes aquatiques aux conditions créées par des contaminants déterminés. Par conséquent, un degré élevé de confiance est attaché aux recommandations pour la qualité de l'eau basées sur ces résultats.

L'inconvénient majeur de cette méthode est son coût relativement élevé. Toutefois, ces dépenses sont justifiées lorsque la prévision des réponses nécessite un degré élevé de confiance. Lorsqu'on estime que les ressources aquatiques ont une valeur exceptionnelle (comme dans le cas de l'estuaire du fleuve Fraser) ou sont menacées par des activités d'aménagement (risques qui peuvent être réels ou perçus), le coût des essais biologiques avec dopage peut aisément être justifié.

Méthode du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME)

Le CCME (1990) a élaboré un protocole formel d'établissement des recommandations pour la qualité de l'eau visant à assurer la protection de la vie aquatique en eau douce et en milieu marin. Sous de nombreux aspects, la méthode du CCME est similaire à la méthode toxicologique théorique décrite précédemment. Toutefois, la méthode du CCME possède certains aspects uniques qui la différencient des autres méthodes basées sur les effets.

La méthode du CCME comporte de nombreuses étapes (figure 4) qui nécessitent la mise en place de deux bases de données distinctes. La première étape consiste à bâtir une base de données sur la toxicité aquatique. Les données recueillies dans cette étape sont conformes aux informations recueillies dans la méthode toxicologique théorique. Dans la seconde étape, on bâtit une base de données sur la présence et le devenir de la substance étudiée dans l'environnement. Cette base de données contient des informations sur les principaux mécanismes responsables du devenir du contaminant étudié, ainsi que sa persistance dans l'eau, le sol, les sédiments, l'air et le biote. On évalue ensuite les données recueillies dans ces deux premières étapes afin de s'assurer du respect des

exigences minimales relatives à la qualité et à la quantité des données. Il est possible de chiffrer les recommandations pour la qualité de l'eau si on a satisfait aux exigences minimales relatives aux données sur la toxicité et le devenir du composé.

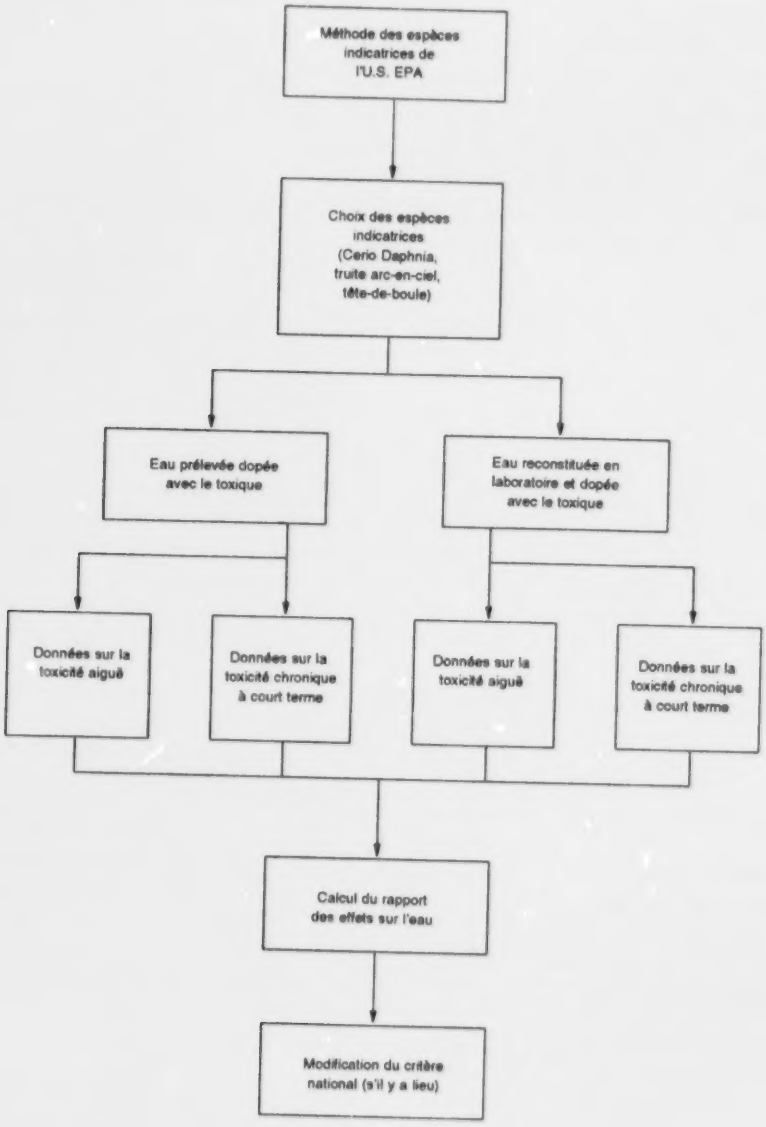

Figure 3. Méthode des essais biologiques avec dopage (SBAA).

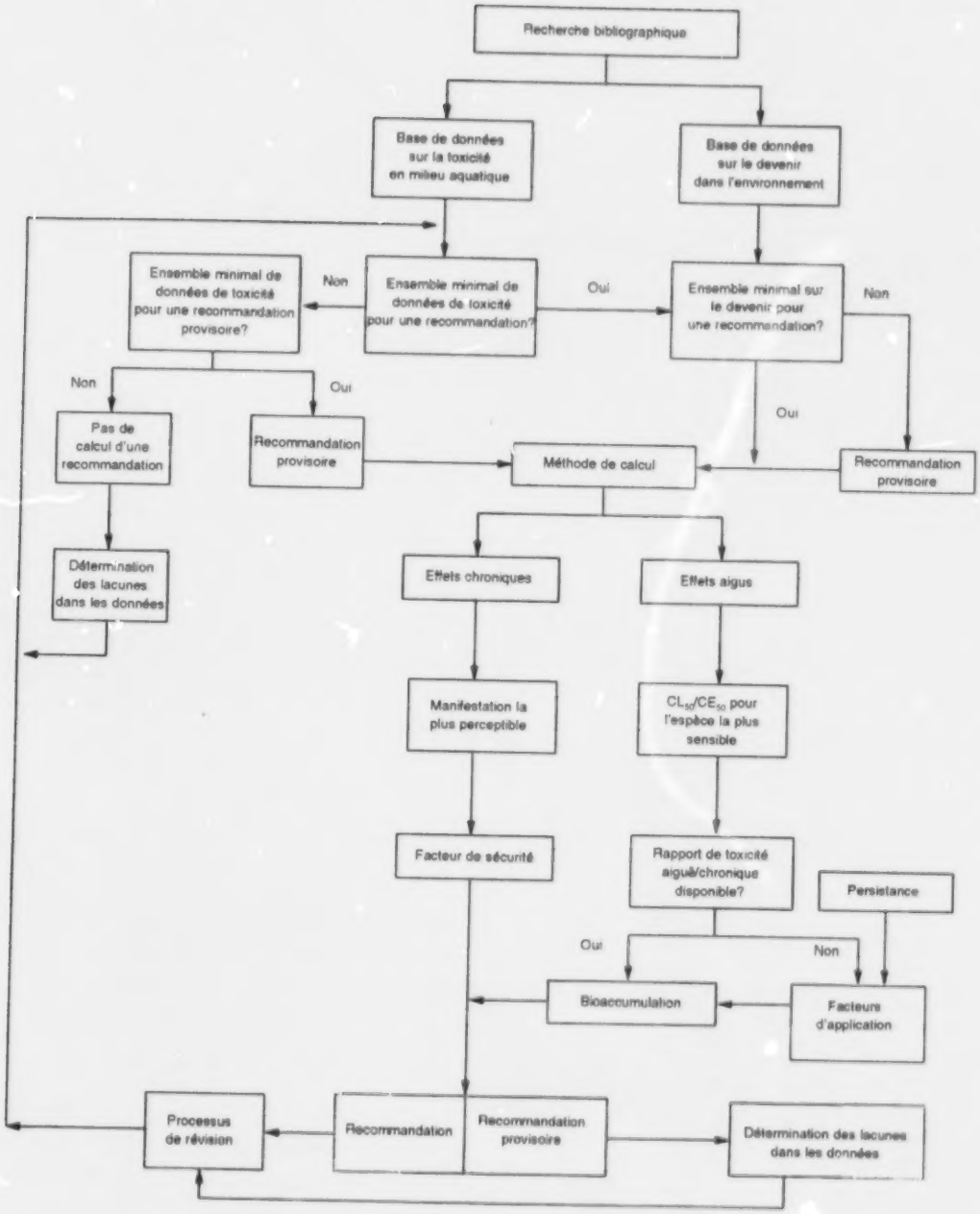

Figure 4. Méthode du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME).

En règle générale, les recommandations (permanentes ou provisoires) sont calculées d'après le niveau minimal produisant un effet observé (NMEO) pour le stade du cycle reproductif le plus sensible chez l'espèce la plus sensible de poisson, d'invertébré ou de plante étudiée. On peut calculer les recommandations à partir des résultats des études de toxicité aiguë ou chronique; toutefois, on préfère les études chroniques portant sur des manifestations non létales. Les études principales ou les études utilisées pour le calcul des recommandations doivent avoir démontré qu'il y a une relation claire entre la dose et la réponse, et le NMEO doit être statistiquement significatif.

On calcule les recommandations à partir des résultats d'une étude chronique en multipliant le NMEO pour l'espèce la plus sensible par un facteur de sécurité de 0,1. Ce facteur tient compte des différences de sensibilité à une substance chimique dues aux différences en fait d'espèces, de conditions prévalant en laboratoire et sur le terrain, et de manifestations testées. Si on connaît les rapports toxicité aiguë/toxicité chronique, on les utilise pour déterminer la concentration ne produisant pas d'effet à long terme, à partir des résultats de létalité médiane provenant d'une étude de toxicité aiguë à court terme. Lorsqu'on n'a pas de données sur les rapports toxicité aiguë/toxicité chronique, on établit directement les recommandations à partir des résultats des études de toxicité aiguë. Le cas échéant, on pondère les résultats de l'essai par des facteurs d'application. Pour les substances chimiques persistantes (demi-vie dans l'eau >8 semaines) et non persistantes (demi-vie dans l'eau <8 semaines), les facteurs d'application recommandés sont de 0,01 et 0,05, respectivement.

Les principaux avantages de la méthode du CCME sont : son formalisme, sa reproductibilité et son acceptation générale par les organismes fédéraux et provinciaux au Canada. De plus, cette méthode est suffisamment prudente pour assurer une protection appropriée des ressources aquatiques côtières et estuariennes au Canada.

Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau marine au Canada

Le lecteur trouvera aux annexes A et B une compilation des recommandations pour la qualité de l'eau visant à protéger les biotes côtiers et estuariens, formulées et utilisées par divers organismes et États dans le monde. Des compilations similaires des recommandations pour les deux autres principales utilisations des eaux côtières, soit les utilisations récréatives et les aspects esthétiques, et l'approvisionnement en eau industrielle, sont présentées aux annexes C à F. Pour prendre des décisions relatives à la gestion des eaux côtières et estuariennes, on peut utiliser de façon provisoire bon nombre de ces recommandations, notamment celles qui ont été formulées au moyen de la méthode toxicologique théorique et de la méthode toxicologique modifiée. Toutefois, l'application de ces recommandations pour les eaux canadiennes nécessite beaucoup de prudence, en raison des différences possibles entre la sensibilité des espèces canadiennes et celle des espèces étudiées pour l'élaboration des recommandations par d'autres organismes et États. Il faut également tenir compte de la toxicité variable des divers contaminants due aux différences au chapitre des caractéristiques de qualité de l'eau.

On devrait entreprendre immédiatement l'établissement de recommandations canadiennes pour la qualité des eaux côtières et estuariennes, afin de fournir aux gestionnaires de l'environnement les données dont ils ont besoin pour prendre des décisions éclairées sur l'utilisation de nos eaux côtières. La nécessité de ces recommandations est devenue encore plus urgente au cours des dernières années, car les récentes activités de surveillance ont clairement démontré que la qualité environnementale de nombreux écosystèmes côtiers se dégrade. Les recommandations canadiennes pour l'eau devraient viser surtout à protéger la vie aquatique et ses utilisations dans les eaux côtières. Les autres utilisations principales des eaux côtières ne sont probablement pas aussi vulnérables que la vie aquatique.

Une première mesure raisonnable en ce sens consisterait à dresser une liste des substances d'intérêt prioritaire (c.-à-d., les variables de qualité de l'eau) pour lesquelles on a besoin immédiatement de recommandations. On devrait ensuite déterminer, pour chaque variable prioritaire, des recommandations canadiennes pour l'eau, en suivant la méthode recommandée par le CCME. On devrait également envisager la possibilité de formuler des recommandations «provisoires» de travail pour un certain nombre de variables, à partir des recommandations compilées dans les annexes A à F. On pourra ensuite adopter les recommandations jugées appropriées pour les conditions canadiennes, parce qu'elles tiennent compte de la sensibilité des espèces canadiennes, jusqu'à ce qu'on fasse des évaluations plus détaillées. Pour les variables ne pouvant faire l'objet de recommandations en raison de données insuffisantes, on devrait déterminer les lacunes dans les données, ainsi que les points nécessitant un complément de recherches.

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS MARINS

Les sédiments contaminés constituent un problème environnemental important dans les écosystèmes aquatiques le long des côtes de l'Amérique du Nord (NOAA, 1984; CMI, 1988). La présence de concentrations élevées d'éléments traces et des principaux éléments inorganiques peut être attribuable à une foule de mécanismes naturels. Toutefois, les activités humaines peuvent contribuer à la contamination des sédiments côtiers par l'apport d'éléments inorganiques et de contaminants organiques. En particulier, les polluants provenant de sources industrielles, municipales et non ponctuelles (y compris les polluants transportés par l'atmosphère) peuvent se retrouver dans l'eau, être adsorbés sur les solides en suspension et s'accumuler dans les sédiments de fond en s'y déposant. Ces concentrations élevées de substances inorganiques et organiques dans les sédiments de fond peuvent avoir une foule d'effets nocifs sur les organismes benthiques.

La contamination des sédiments peut perturber de nombreuses activités : le dragage, l'élimination des résidus de dragage, l'aquiculture, les plages, la protection de l'habitat, la pêche et le réaménagement du littoral. De plus, les sédiments contaminés peuvent, par les mécanismes de désorption et de resuspension, être une source importante de contaminants dans les régions où l'on a éliminé les apports de substances chimiques. Enfin, les substances chimiques dégagées par les sédiments peuvent contribuer à la contamination de la vie aquatique et à la dégradation de la qualité des eaux environnantes. Pour évaluer efficacement les problèmes de contamination des sédiments, et ce, de façon scientifique et systématique, les gestionnaires de l'environnement ont besoin de recommandations qui définissent l'acceptabilité des concentrations mesurées de contaminants.

Au Canada, il n'existe actuellement pas de recommandations reconnues à l'échelle nationale, et fondées sur des données écotoxicologiques, pour l'évaluation de la qualité des sédiments marins. On retrouve, dans les règlements de la partie VI (anciennement la Loi sur l'immersion de déchets en mer) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), des concentrations limites numériques pour le mercure et le cadmium applicables à l'évaluation des sédiments marins. Toutefois, il n'y a pas de justification documentée de ces limites numériques. Il faut de toute urgence élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments marins, pour les substances indiquées dans la partie VI de la LCPE.

Les recommandations pour la qualité des sédiments permettent d'évaluer la qualité des sédiments marins. On a élaboré plusieurs méthodes pour l'élaboration de telles recommandations. Ces approches ont été étudiées et résumées par Beak Consultants Ltd. (1987, 1988), Chapman (1989), Persaud et coll. (1989) et l'U. S. EPA (1989a). L'exposé suivant de ces diverses méthodes est tiré de ces documents. Voici donc ces méthodes :

(1) méthode de la contamination naturelle dans les sédiments (SBA);

(2) méthode de la toxicité des sédiments dopés (SSTA);

(3) méthode des recommandations pour la qualité de l'eau (WQGA);

(4) méthode de la toxicité des eaux interstitielles (IWTA);

(5) méthode du partage à l'équilibre (EP);

(6) méthode des résidus dans les tissus (TRA);

(7) évaluation de la structure de la communauté benthique (BCSA);

(8) méthode de la concentration de dépistage (SLCA);

(9) méthode de l'analyse triple des sédiments (SQTA);

(10) méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (AETA);

(11) stratégie d'évaluation des sédiments recommandée par la Commission mixte internationale (CMI); et

(12) méthode de la base de données du Programme «National Status and Trends» (NSTP-DBA).

La description de chacune de ces méthodes comporte quatre sections principales : brève description, avantages, limitations, utilisation actuelle. Il y a lieu de noter ici que certaines de ces méthodes ont fait l'objet d'une étude approfondie, et, par conséquent, elles sont présentées ici en détail (p. ex., la méthode du partage à l'équilibre). D'autres méthodes ont été utilisées à d'autres fins (p. ex., la méthode de la toxicité des eaux interstitielles) dont l'évaluation des effluents industriels, et l'on tente actuellement de les modifier afin

de pouvoir utiliser les sédiments comme milieu d'essai. Nous avons eu de la difficulté à obtenir de l'information sur les utilisations actuelles de plusieurs de ces méthodes, car on s'en est servi ou s'en sert actuellement dans des procès, et, par conséquent, les données n'ont pas été rendues publiques.

Méthode de la contamination naturelle dans les sédiments (SBA)

Dans cette méthode, on compare les concentrations de contaminants dans les sédiments du lieu étudié aux concentrations trouvées pour les mêmes substances chimiques dans un endroit jugé représentatif des conditions naturelles. On peut aussi utiliser les données antérieures pour un endroit donné, ou, plus précisément, des données tirées des carottes de sédiments, afin de définir les concentrations naturelles de contaminants spécifiques. On doit faire preuve d'un soin particulier à toutes les étapes : choix de l'emplacement des postes d'échantillonnage, préparation des échantillons, analyse des échantillons et contrôle/assurance de qualité. Avec cette méthode, on peut formuler des recommandations pour la qualité des sédiments qui précisent que les concentrations de contaminants doivent êtres égales ou à peine supérieures aux concentrations naturelles.

Les principaux avantages de cette méthode découlent de sa simplicité. En effet, elle utilise uniquement des mesures facilement réalisables dans la plupart des laboratoires d'analyse, elle permet de comparer facilement les résultats des programmes de surveillance avec les recommandations (c.-à-d. qu'elle donne des concentrations chimiques quantifiées), elle n'a pas besoin de données considérables, et elle ne nécessite pas d'essais de toxicité.

Principale limitation de cette méthode : pour déterminer des recommandations, on n'utilise pas de données sur les effets biologiques directs. En plus, cette méthode s'applique seulement aux principaux éléments et aux éléments traces (car on peut déterminer les concentrations naturelles seulement à partir des échantillons carottés ou des données géochimiques). La concentration naturelle des contaminants organiques anthropiques devrait en principe être nulle; toutefois, il est bien connu qu'il peut y avoir des concentrations détectables de bon nombre des contaminants en raison de leur transport atmosphérique à longue distance.

Cette méthode n'a pas encore été beaucoup utilisée. Dans la région des Grands Lacs, Mudroch et coll. (1986, 1988) l'ont utilisée pour déterminer les lacunes dans les recommandations du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Persaud et Wilkins, 1976) portant sur l'évaluation du rejet en eau libre des sédiments dragués. L'utilisation de cette seule méthode n'est pas suffisante pour pouvoir formuler des recommandations pour la qualité des sédiments fondées sur la toxicité, mais elle peut toutefois donner des informations cruciales pendant la formulation de telles recommandations pour un endroit précis. L'exemple des Grands Lacs est la seule utilisation documentée de cette méthode.

Méthode de la toxicité des sédiments dopés (SSTA)

Cette méthode, employée pour formuler des recommandations à l'égard de la qualité des sédiments, se fonde sur des données empiriques sur les réponses des organismes testés aux nouvelles conditions créées par des contaminants spécifiques, en laboratoire. Dans cette méthode, on dope des sédiments avec des concentrations connues de contaminants, afin d'établir des relations causales claires entre les substances chimiques et les réponses biologiques négatives (p. ex., mortalité, réduction de la croissance ou de la reproduction, modifications physiologiques). Il est possible de tester des substances chimiques seules ou en combinaison, afin de déterminer leurs effets à diverses concentrations dans les sédiments. Toutefois, on ne fait que commencer à obtenir des données à partir d'études semblables (U. S. EPA, 1989a).

On peut également réaliser des essais biologiques avec des sédiments non dopés provenant de régions qui reçoivent des apports de contaminants environnementaux, et on peut réaliser ces tests concurremment aux dosages chimiques des contaminants et aux tests de contrôle appropriés, afin de déterminer les endroits où les sédiments présentent des caractéristiques inacceptables. En comparant les concentrations de contaminants *in situ* avec les résultats des essais biologiques effectués sur les sédiments dopés, on peut identifier les principaux polluants dans les sédiments des écosystèmes côtiers.

Cette méthode offre l'avantage principal de convenir à la plupart des classes de substances chimiques et à la plupart des types de sédiments. En outre, elle peut fournir des données précises sur les effets biologiques de l'exposition à diverses concentrations de toxiques chimiques.

Cette méthode présente toutefois un inconvénient de taille : son utilisation comme outil de réglementation

coûte cher. Pour utiliser cette méthode sur le terrain, il faut recueillir des données sur la chimie des sédiments *in situ*, sur la chimie des sédiments dopés aux contaminants, et sur la réponse des organismes d'expérience. L'U. S. EPA (1989a) a estimé qu'il en coûterait environ 100 000 $ pour obtenir des données chimiques et toxicologiques nécessaires à la formulation d'un seul critère de qualité des sédiments, au moyen de cette méthode. En outre, les procédures de dopage, essentielles à l'utilisation de cette méthode, sont seulement sur le point d'être normalisées par le sous-comité de la toxicologie des sédiments de l'American Society for Testing and Materials (ASTM). Enfin, comme les recommandations seraient formulées à la suite d'expériences contrôlées en laboratoire, il faudra valider sur le terrain les critères de qualité des sédiments établis avec cette méthode. Pour valider cette méthode sur le terrain, il faut étudier les effets des interactions entre contaminants, et les effets des variables physiques des sédiments sur les réactions des organismes benthiques (U. S. EPA, 1989a).

On a utilisé cette méthode pour divers types de sédiments, et habituellement pour des contaminants individuels ou des mélanges relativement simples de contaminants (McLeese et Metcalfe, 1980; Cairns et coll., 1984; Swartz et coll., 1986, 1988, 1989). Actuellement, il n'y a pas de données disponibles sur les résultats des essais faits sur le terrain avec divers types de sédiments renfermant des mélanges complexes de substances chimiques.

Méthode des recommandations pour la qualité de l'eau (WQGA)

Dans cette méthode, dite des recommandations pour la qualité de l'eau, on formule des recommandations pour la qualité des sédiments à partir des recommandations déjà établies pour les eaux marines. Cette méthode est fondée sur l'hypothèse qu'il est possible d'évaluer la qualité des sédiments marins en mesurant les concentrations de contaminants dans les eaux interstitielles (pores des sédiments), et en comparant ces concentrations avec les recommandations pour la qualité des eaux marines (U. S. EPA, 1989a). Si, pour un contaminant donné, sa concentration dans les eaux interstitielles est supérieure à sa concentration prévue pour la qualité de l'eau, il est alors plausible que les sédiments peuvent causer des effets nocifs.

L'avantage principal de cette méthode est qu'elle utilise les importantes bases de données toxicologiques déjà établies pour divers contaminants dans les eaux marines. Cette méthode permet de formuler les recommandations sur une base biologique, mais elle suppose une même sensibilité pour le biote aquatique (visé par les recommandations pour la qualité de l'eau) et pour l'endofaune benthique (qu'il faut protéger par des recommandations spécifiques). Avec cette méthode, il suffit seulement de mesurer sur place les concentrations de contaminants dans les eaux interstitielles des sédiments marins.

Un des principaux inconvénients de cette méthode est l'hypothèse voulant que les eaux interstitielles soient la seule voie d'exposition des organismes aquatiques (en particulier l'endofaune benthique) aux contaminants. Par conséquent, on ne tient pas compte des autres modes importants d'exposition, comme l'exposition cutanée par contact direct avec les sédiments, et l'exposition orale par ingestion de sédiments contaminés ou d'organismes servant de nourriture. Cette méthode présente également d'autres inconvénients : absence de méthodes normalisées pour mesurer la qualité des eaux interstitielles, et incertitude au sujet des modifications de la chimie de ces eaux après leur prélèvement et leur extraction. En outre, il peut ne pas y avoir de recommandations pour la qualité de l'eau pour bon nombre des principaux contaminants d'intérêt, et, en général, on manque d'information sur la toxicité des mélanges de contaminants.

Méthode de la toxicité des eaux interstitielles (IWTA)

La méthode de la toxicité des eaux interstitielles est très similaire à la méthode des recommandations pour la qualité de l'eau décrite ci-dessus. Elle en diffère principalement en ce qu'on effectue une évaluation additionnelle de la toxicité possible des sédiments.

La méthode de la toxicité des eaux interstitielles comporte plusieurs phases et vise à évaluer la toxicité des sédiments par analyse des eaux interstitielles. On utilise ces eaux pour déterminer la toxicité des sédiments, compte tenu des fortes corrélations établies entre les concentrations de contaminants dans les eaux interstitielles, et leur toxicité pour les macro-invertébrés benthiques et (ou) leur bioaccumulation dans ceux-ci (U. S. EPA, 1989a, 1989b). La méthode de la toxicité des eaux interstitielles comporte donc une évaluation de la toxicité des eaux interstitielles, ainsi que la détermination/évaluation de la toxicité. De cette façon, on peut déterminer et quantifier les composants chimiques qui sont responsables de la toxicité dans les sédiments. La méthode de la toxicité des eaux interstitielles comporte trois étapes principales :

(1) extraction des eaux interstitielles contenues dans les échantillons de sédiments;

(2) essais de toxicité avec les eaux interstitielles; et

(3) application des procédures de détermination/ évaluation de la toxicité sur les fractions d'eaux interstitielles.

La première étape pour la détermination/évaluation de la toxicité consiste à séparer les composants toxiques de l'échantillon d'eaux interstitielles des composants non toxiques. Pour isoler la fraction toxique, il faut effectuer une série de manipulations sur l'échantillon, et ensuite utiliser des techniques de fractionnement combinées à des essais de toxicité (dépistage de la toxicité).

Cette méthode offre l'avantage de nécessiter seulement des analyses chimiques courantes des eaux interstitielles; en outre, la plupart des essais toxicologiques sont déjà bien établis (Michigan State University, 1988; Mount, 1988; Mount et Anderson-Carnahan, 1988a, 1988b).

Un inconvénient important de cette méthode a trait à l'obtention des eaux interstitielles. En effet, les eaux interstitielles extraites peuvent ne pas être représentatives de la biodisponibilité réelle des substances chimiques pour les organismes benthiques, en raison des interactions entre les substances chimiques et les sédiments. Les autres inconvénients de cette méthode sont liés à sa complexité. Tout dépendant de la nature et du nombre de contaminants présents dans un échantillon, cette méthode peut devenir très coûteuse (c.-à-d., jusqu'à 100 000 $ par substance). Les données disponibles indiquent que les concentrations de certains contaminants dans l'eau interstitielle sont corrélées avec leur toxicité et (ou) leur bioaccumulation (U. S. EPA, 1989a), mais cette relation n'est pas nécessairement vraie pour les autres types de contaminants. De plus, lorsqu'il y a de nombreux toxiques, il peut s'avérer impossible de déterminer la part de la toxicité globale attribuable à chaque contaminant individuel.

Cette méthode est relativement récente, et, à ce titre, il n'existe pas de données sur sa validation en terrain, ni sur son applicabilité pour la formulation des recommandations pour la qualité des sédiments (U. S. EPA, 1989a). Cependant, on a utilisé cette méthode pour évaluer la toxicité des sédiments de fond à un endroit, avec de bons résultats (Giesy et Hoke, 1989). L'avenir de cette méthode semble prometteur si des recherches appropriées se poursuivent afin de la mettre au point.

Méthode du partage à l'équilibre (EP)

La méthode du partage à l'équilibre entre eau et sédiments est, parmi les méthodes utilisées pour formuler des recommandations pour la qualité de l'eau aux États-Unis, l'une des plus étudiées et des plus évaluées (Pavlou et Weston, 1983; Bolton et coll., 1985; Kadeg et coll., 1986; Pavlou, 1987). Cette méthode est fondée sur l'hypothèse que la répartition des contaminants entre les divers compartiments de la matrice sédimentaire (c.-à-d., les solides dans les sédiments et l'eau interstitielle) est prévisible, compte tenu de leurs propriétés physiques et chimiques, et en supposant qu'il y a un échange continu à l'équilibre entre les sédiments et l'eau interstitielle. Cette méthode fait également l'hypothèse que l'eau interstitielle est la principale voie d'exposition des organismes aux substances chimiques toxiques.

Tout comme dans la méthode des recommandations pour la qualité de l'eau, on se base sur les recommandations pour la qualité de l'eau élaborées pour les écosystèmes marins afin de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments. On suppose que les recommandations pour la protection des espèces vivant dans la tranche d'eau s'appliquent aux organismes benthiques. On calcule les recommandations pour la qualité des sédiments en utilisant les recommandations appropriées pour la qualité de l'eau, conjointement avec les coefficients de partage sédiments/eau pour les contaminants à l'étude. Dans ces calculs, on tient compte également de la variabilité du coefficient de partage estimé pour ce contaminant (c.-à-d., la moyenne et l'intervalle de confiance de 95 %). La méthode de calcul pour les contaminants organiques non ioniques est la suivante :

$$RQS = K_p * RQE$$

où :

RQS = recommandation pour la qualité des sédiments (en $\mu g \cdot kg^{-1}$)

K_p = coefficient de partage pour la substance chimique (en $L \cdot kg^{-1}$)

RQE= recommandation pour la qualité de l'eau.

On peut comparer directement les résultats des analyses chimiques globales aux recommandations

pour la qualité des sédiments, ou encore on peut déterminer la concentration des diverses substances chimiques dans l'eau interstitielle en utilisant les coefficients de partage déjà établis. On peut ensuite comparer ces concentrations calculées aux recommandations existantes pour la qualité de l'eau marine, pour les substances chimiques en cause. Si la concentration calculée d'un contaminant donné dans l'eau interstitielle dépasse la recommandation correspondante pour la qualité de l'eau, on peut alors s'attendre à ce que les sédiments puissent avoir des effets nocifs.

Les mécanismes qui influent sur le partage des contaminants chimiques entre les sédiments, l'eau interstitielle et le biote sont mieux compris pour certains types de substances chimiques que pour d'autres. Pour certains contaminants (p. ex., les substances organiques non polaires), on sait que leur concentration dans l'eau interstitielle dépend de leur concentration dans la phase sédiment. La teneur des sédiments en carbone organique total (COT) semble être un important facteur qui régit le partage de cette classe de composés. Pour cette raison, la normalisation du COT dans les concentrations de contaminants est un moyen qui permet de formuler des recommandations applicables à une grande variété de sédiments.

Bien que la normalisation du COT permette de rationaliser les données pour les substances organiques non polaires, il y a eu passablement de confusion au sujet de l'interprétation des données sur les concentrations de métaux dans les sédiments marins. On n'a pas corroboré par des études sur le terrain ou en laboratoire la méthode standard de normalisation des concentrations de contaminants des sédiments en fonction du poids sec. Toutefois, Di Toro et coll. (1990) ont récemment démontré que la toxicité du cadmium dans les sédiments est liée directement à la concentration de sulfures volatils acides (SVA) dans la phase sédiment. On a observé des effets nocifs sur les invertébrés benthiques lorsque le rapport des concentrations cadmium/SVA (concentrations exprimées toutes deux en $\mu mo/\cdot g^{-1}$) dans les sédiments était supérieur à 1. On suppose que cette relation est valable pour tous les métaux divalents. Par conséquent, l'utilisation de la teneur en SVA semble être un outil pour normaliser les concentrations de métaux dans les sédiments, et devrait permettre de formuler, avec fiabilité, des recommandations pour la qualité des sédiments.

La méthode du partage à l'équilibre présente un certain nombre d'avantages qui la rendent intéressante pour l'établissement des recommandations pour la qualité des sédiments. En premier lieu, elle utilise des données généralement disponibles (c.-à-d., recommandations pour la qualité de l'eau, coefficients de partage, et données chimiques globales sur les sédiments), ce qui rend la méthode applicable à une grande variété d'écosystèmes aquatiques. De plus, la théorie du partage à l'équilibre est bien développée, et les vérifications qui se poursuivent sur le terrain ne cessent d'accroître la confiance envers cette méthode. Enfin, les Recommandations pour la qualité des sédiments calculées avec cette méthode ont été utilisées à diverses fins de réglementation et de mesures correctives, et le personnel de l'U. S. EPA est confiant que cette méthode résistera aux prochaines contestations judiciaires.

Les principales limitations de cette méthode sont similaires à celles que nous avons mentionnées pour la méthode des recommandations pour la qualité de l'eau. La mesure indirecte de la qualité de l'eau interstitielle constitue une autre limitation, car les concentrations de contaminants sont calculées d'après les résultats de l'analyse globale des sédiments, conjointement avec les coefficients de partage appropriés. Cela suppose que les sédiments et l'eau interstitielle sont en équilibre, ce qui peut ne pas être le cas dans de nombreuses situations. Outre ces contraintes importantes, l'U. S. EPA (1989a) en a déterminé plusieurs autres, à savoir :

(1) Les recommandations pour la qualité des sédiments formulées au moyen de cette méthode ne tiennent pas compte de la possibilité des effets synergiques, opposés ou cumulatifs des contaminants.

(2) Aux États-Unis, des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments ont été établies pour seulement 12 contaminants.

(3) La procédure technique pour l'élaboration de recommandations pour les métaux dans les sédiments est encore au stade du développement (on prévoit que la méthode SVA sera soumise au comité consultatif scientifique (Science Advisory Board) de l'U. S. EPA pour examen en 1991 (C. Zarba, U. S. EPA, Washington, D.C., comm. pers.).

(4) Les recommandations provisoires pour les substances chimiques non ioniques s'appliquent seulement aux sédiments qui ont une teneur importante en carbone organique (≥0,5 %).

Cette méthode a surtout été utilisée aux États-Unis. Toutefois, on n'a pas encore établi de protocoles

réglementaires précis pour cette méthode. On ne prévoit pas la mise en place d'un cadre formel pour l'application des recommandations pour la qualité des sédiments avant que le comité consultatif scientifique de l'U. S. EPA ne termine l'examen détaillé de la méthode prévue vers le milieu de 1991 (C. Zarba, U. S. EPA, Washington, D.C., comm. pers.). Malgré l'absence d'un protocole formel, on a utilisé les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments dans le cadre d'une étude pilote portant sur six sites visés par le programme «Superfund». Malheureusement, on ne peut obtenir les résultats détaillés des études sur le terrain, en raison des litiges entourant le nettoyage de ces sites. Dans ces endroits, on a utilisé les recommandations pour déterminer l'ampleur de la contamination, pour évaluer les risques pour la santé des humains et l'environnement, et pour établir les avantages environnementaux des diverses mesures correctives possibles. La validation sur le terrain de cette méthode (c.-à-d., sa comparaison avec des méthodes fondées sur les effets biologiques) a actuellement lieu dans le détroit de Puget, dans l'État de Washington (U. S. EPA, 1989a).

Méthode des résidus dans les tissus (TRA)

La méthode des résidus dans les tissus (aussi connue sous le nom de méthode de partage à l'équilibre entre le biote, l'eau et les sédiments) consiste à établir les concentrations acceptables dans les sédiments; en d'autres termes, il s'agit de déterminer la concentration d'une substance chimique ou d'une classe de substances chimiques dans les sédiments qui se traduira par des concentrations de résidus acceptables dans les tissus. Dans cette méthode en deux étapes, il faut quantifier les mécanismes de partage eau/biote et biote/sédiments. De plus, il faut établir un lien entre les résidus de contaminants dans le biote aquatique et les effets nocifs chez les consommateurs de ces espèces.

Aux États-Unis, on a beaucoup utilisé cette méthode afin de formuler des recommandations pour la qualité de l'eau (U. S. EPA, 1989a). Cette méthode s'applique surtout aux composés organométalliques et organiques non polaires qui ont tendance à se bioaccumuler, qui sont lentement métabolisés, et qui peuvent avoir des effets nocifs sur la santé humaine (U. S. EPA, 1989a).

Le principal inconvénient de cette méthode, outre ceux cités pour la méthode du partage à l'équilibre, est l'hypothèse voulant que l'eau, plutôt que la chaîne alimentaire, soit la voie principale de contamination des poissons. On sait que cette hypothèse est fausse pour de nombreuses substances toxiques persistantes qui se bioaccumulent. Cette méthode a une autre limitation : l'information disponible sur les effets nocifs des résidus de contaminants dans le biote aquatique n'a pas été regroupée dans une seule base de données. Cela est dû au fait peut-être que cette méthode en est encore au stade de développement. De plus, en toxicologie aquatique, on commence seulement à s'intéresser aux relations dose–réponse, basées sur les résidus, pour les contaminants dans les sédiments.

On a utilisé cette méthode afin de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments, dans le but de protéger la vie aquatique et la faune, compte tenu de la chaîne alimentaire aquatique. On a établi des concentrations limites dans les sédiments pour la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine pour le lac Ontario, d'après les résidus trouvés dans les tissus des poissons (Endicott et coll., 1989; Cook et coll., 1989). On a corrélé la diminution des résidus de DDT dans les poissons et les oiseaux, depuis l'interdiction de ce produit, avec la diminution de la concentration de ce produit dans les sédiments de surface dans les Grands Lacs et dans la baie du sud de la Californie. Les études mentionnées ci-dessus corroborent la méthode des résidus pour les substances chimiques uniques, mais on n'a pas déterminé si on pouvait l'utiliser pour les mélanges chimiques complexes afin d'en calculer les concentrations qui, dans les sédiments, assurent la protection des écosystèmes (U. S. EPA, 1989a).

Évaluation de la structure de la communauté benthique (BCSA)

L'évaluation de la structure de la communauté benthique est une méthode *in situ* qui permet d'évaluer la qualité des sédiments de fond, et qu'on peut utiliser seule, dans le cadre d'autres méthodes (décrites dans les sections suivantes), ou en combinaison avec d'autres méthodes (p. ex., la méthode de la contamination naturelle des sédiments). Toutefois, cette technique d'évaluation ne s'applique pas directement à la formulation de recommandations pour la qualité des sédiments. On l'utilise plutôt pour évaluer les impacts sur les communautés benthiques que l'on peut relier à la qualité des sédiments. Plus précisément, on utilise les évaluations de la structure des communautés benthiques afin de comparer les stations d'essai et de référence, pour déterminer l'existence et l'importance des effets sur les espèces endofauniques, et pour découvrir les tendances spatiales et temporelles dans la qualité des sédiments.

Pour des raisons pratiques, l'évaluation de la structure des communautés dans les sédiments

meubles se fait habituellement à partir des données sur les macro-invertébrés benthiques (c.-à-d., les organismes retenus par des tamis de 1,0 ou 0,5 mm). Comme ces espèces sont habituellement sédentaires, on croit que la structure des communautés benthiques reflète l'environnement chimique et physique du lieu où les échantillons sont prélevés. Si cette hypothèse est vraie, il s'ensuit alors que des modifications chimiques ou physiques de l'environnement peuvent perturber de façon prévisible, dans le temps et l'espace, la structure de ces communautés. Pour détecter ces perturbations, il faut disposer de méthodes appropriées de collecte et d'analyse des échantillons, que l'on peut utiliser pour déceler les écarts de la qualité de l'environnement par rapport à sa variabilité naturelle.

Cette technique d'évaluation présente deux avantages : c'est une méthode *in situ* reconnue pour déterminer la qualité des sédiments, et on peut l'appliquer à une grande variété d'écosystèmes aquatiques et de groupes de contaminants.

Cependant, les ressources et le temps requis pour produire et analyser les données nécessaires constituent un inconvénient. De plus, l'information acquise se prête souvent mal à la prise de décision par les gestionnaires, parce qu'elle ne permet pas de formuler des recommandations sous forme de concentrations chiffrées, et qu'il est impossible de déterminer quelles substances chimiques précises sont responsables d'un impact donné.

On a beaucoup utilisé cette méthode pour déterminer les impacts associés aux sédiments contaminés par des métaux traces, des métalloïdes et des composés organiques, dans le cas des activités de dragage et de construction, et du rejet des effluents miniers dans l'environnement aquatique. On a évalué et utilisé diverses méthodes statistiques (c.-à-d. à une ou plusieurs variables) afin d'interpréter les données obtenues (U. S. EPA, 1989a).

Méthode de la concentration de dépistage (SLCA)

La méthode dite de la concentration de dépistage (Neff et coll., 1986) est basée sur les effets biologiques, et on peut s'en servir afin d'établir des recommandations pour la qualité des sédiments, dans le but de protéger les organismes benthiques. Dans cette méthode (voir la figure 5), on utilise les données obtenues sur le terrain et portant sur la présence simultanée, dans les sédiments, de biotes benthiques et de contaminants environnementaux en diverses concentrations. La concentration de dépistage (SLC) est une estimation de la concentration la plus élevée d'un contaminant qui peut être tolérée (les espèces doivent se reproduire sans mutation cellulaire ou individuelle) par une proportion définie au préalable (il s'agit d'un nombre arbitraire) des espèces endofauniques benthiques.

On détermine la SLC en utilisant une base de données qui contient des informations sur la concentration de certains contaminants dans les sédiments, et sur la présence d'organismes benthiques dans les mêmes sédiments. En premier lieu, pour chaque organisme benthique pour lequel on dispose de données appropriées, on calcule une concentration de dépistage pour l'espèce (SSLC). On obtient cette SSLC en traçant la courbe de répartition des concentrations des contaminants pour tous les endroits où l'on retrouve l'espèce (il faut avoir des données pour au moins 10 endroits pour pouvoir calculer une SSLC). Le 90e percentile de cette répartition constitue la SSLC pour l'espèce étudiée. On compile ensuite, sous forme d'une courbe de répartition, toutes les SSLC pour toutes les espèces, pour lesquelles on dispose de données appropriées, afin de déterminer la concentration que peuvent tolérer 95 % de toutes les espèces (c.-à-d., le 5e percentile de la répartition). Cette valeur est appelée SLC pour le contaminant en question.

On peut améliorer l'applicabilité de cette méthode en normalisant les concentrations des contaminants organiques non polaires en fonction de la teneur en COT des sédiments. Pour les métaux et les produits chimiques organiques polaires, on utilise leurs concentrations globales dans les sédiments, car les procédures de normalisation pour ces contaminants ne sont pas encore acceptées de façon générale.

Les avantages de la méthode de la concentration de dépistage sont sa souplesse, et le fait qu'elle utilise des informations fiables aisément disponibles. On peut l'employer pour élaborer des recommandations pour presque tous les contaminants pour lesquels on dispose actuellement de méthodes d'analyse. De plus, les valeurs SLC sont établies en fonction d'effets précis sur une variété d'organismes qui résident dans des environnements marins. On peut donc adapter les SLC selon des conditions locales ou régionales en utilisant seulement un sous-ensemble des données disponibles (c.-à-d., les données disponibles pour les espèces résidantes).

Cette méthode dépend grandement d'un certain nombre d'hypothèses implicites. En premier lieu, elle suppose que la répartition des organismes benthiques dépend avant tout des concentrations du contaminant

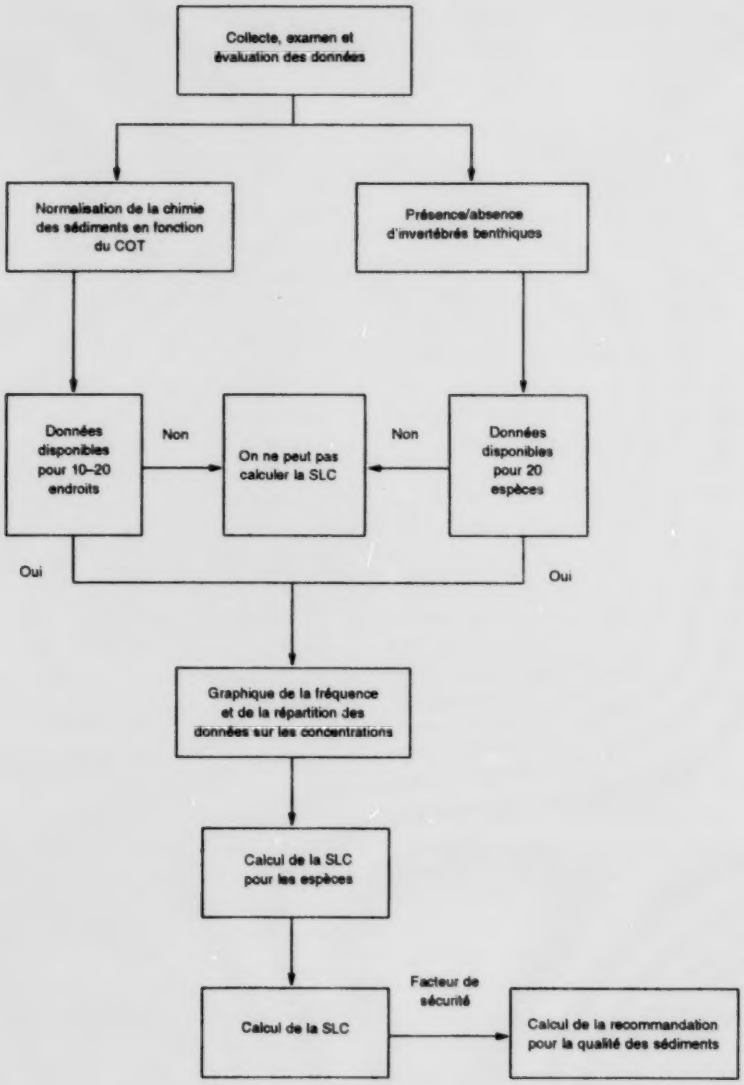

Figure 5. Méthode de la concentration de dépistage (SLCA).

en cause dans les sédiments. On ne tient pas compte explicitement des effets des autres facteurs, comme la présence d'autres contaminants, la composition de l'habitat (p. ex., la granulométrie, la vitesse des courants), et les interactions interspéficiques. Toutefois, on peut, lors de l'analyse des données, prendre en considération certains d'entre eux. En deuxième lieu, la méthode suppose que les effets biologiques nocifs d'un contaminant se manifestent seulement par l'absence de l'espèce d'un endroit donné. On ignore ainsi en grande partie l'information sur les relations entre d'autres réactions, l'information qu'on peut tirer des données sur les niveaux de population ou les effets sublétaux. Enfin, la méthode de la concentration de dépistage suppose que les bases de données disponibles contiennent les concentrations du contaminant pour la pleine plage de tolérance de l'espèce.

Une autre limitation importante de la méthode de la concentration de dépistage est la difficulté de

déterminer une relation directe de cause à effet entre un contaminant donné et le biote benthique. Comme il est rare qu'un seul contaminant soit présent dans un milieu donné, les effets observés (c.-à-d., présence ou absence de biote) dépendent presque toujours de tout le mélange de substances chimiques. En outre, les méthodes d'échantillonnage peuvent fausser sélectivement les résultats de l'analyse (p. ex., un échantillon obtenu par dragage peut ne pas contenir quelques-unes des espèces les plus mobiles). Les autres inconvénients de la méthode de la concentration de dépistage ont surtout trait à l'ampleur des informations requises, et au fait qu'elles reposent sur des hypothèses qui peuvent s'avérer fausses ou non vérifiables. En effet, le calcul d'une valeur SLC nécessite des données sur les concentrations d'un contaminant dans les sédiments provenant d'au moins 10 endroits (selon certains scientifiques, il serait préférable d'utiliser 20 endroits; Chapman, 1989), et sur la répartition d'au moins 20 espèces recueillies simultanément. Pour de nombreux contaminants, ces données peuvent ne pas exister. Par conséquent, la formulation de recommandations pour la qualité des sédiments pourrait nécessiter l'élaboration et la mise en place d'un programme éventuellement coûteux de collecte de données.

La SLC calculée pour un contaminant donné dépend fortement de la qualité et de la quantité des données disponibles. Il est difficile d'évaluer une base de données sans information à priori sur la sensibilité des espèces touchées. Par conséquent, il est également difficile de déterminer le degré de confiance qu'on peut accorder à la SLC obtenue. Bien que l'on puisse utiliser couramment cette méthode pour calculer des SLC, il est à peu près impossible de déterminer le degré de protection que ces recommandations assurent à tous les organismes benthiques dans les écosystèmes marins, littoraux et estuariens.

Méthode de l'analyse triple des sédiments (SQTA)

La méthode dite de l'analyse triple des sédiments (Chapman, 1986; figure 6), utilisée afin de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments, est basée sur les correspondances entre trois types de mesures : la chimie des sédiments, les tests biologiques sur les sédiments, et les effets biologiques *in situ*. On obtient des données sur les sédiments ainsi que d'autres caractéristiques (physiques) afin de déterminer le degré de contamination d'un endroit donné, et pour documenter d'autres facteurs qui peuvent influer sur la répartition et l'abondance des espèces endofauniques. Les résultats des essais biologiques réalisés sur les sédiments fournissent de l'information sur la toxicité des divers contaminants, seuls et (ou) combinés. La mesure des effets biologiques *in situ*, comme la structure de l'endofaune benthique et les anomalies histopathologiques dans les poissons de fond, fournit des données sur les modifications que peuvent subir les communautés résidantes en raison des caractéristiques chimiques des sédiments. L'intégration de ces trois types de données constitue une information détaillée que l'on peut utiliser afin de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments.

L'avantage principal de cette méthode est qu'elle permet d'intégrer les données provenant de trois ensembles séparés de mesures; on peut donc mieux différencier la variabilité naturelle des caractéristiques biotiques et celle due aux effets toxiques des contaminants environnementaux. En d'autres mots, la variabilité des mesures de la composition d'une communauté benthique, par exemple, peut être attribuable à la présence de contaminants dans les sédiments, ou être causée par des différences dans d'autres aspects de la qualité de l'habitat (c.-à-d. granulométrie). La méthode de l'analyse triple des sédiments permet d'établir une distinction entre ces effets. Cette méthode présente d'autres avantages : on peut l'utiliser pour tout contaminant mesuré, elle porte à la fois sur les effets aigus et chroniques, et elle ne nécessite pas d'information sur les mécanismes précis d'interaction entre les organismes et les contaminants toxiques. L'intégration des divers types de données constitue une méthode probante pour formuler des recommandations.

Toutefois, la méthode de l'analyse triple des sédiments présente des inconvénients importants, à savoir (Chapman, 1989) :

(1) On n'a pas mis au point de critères statistiques pour cette triple analyse.

(2) On n'a pas élaboré de critères rigoureux pour déterminer des indices uniques pour chacun des trois types de mesure.

(3) On a besoin d'une grosse base de données.

(4) On utilise habituellement cette méthode afin de formuler des recommandations pour des substances chimiques individuelles; les résultats peuvent donc être fortement influencés par la présence de contaminants toxiques et non mesurés, et dont les effets peuvent varier ou non avec ceux des substances chimiques mesurées.

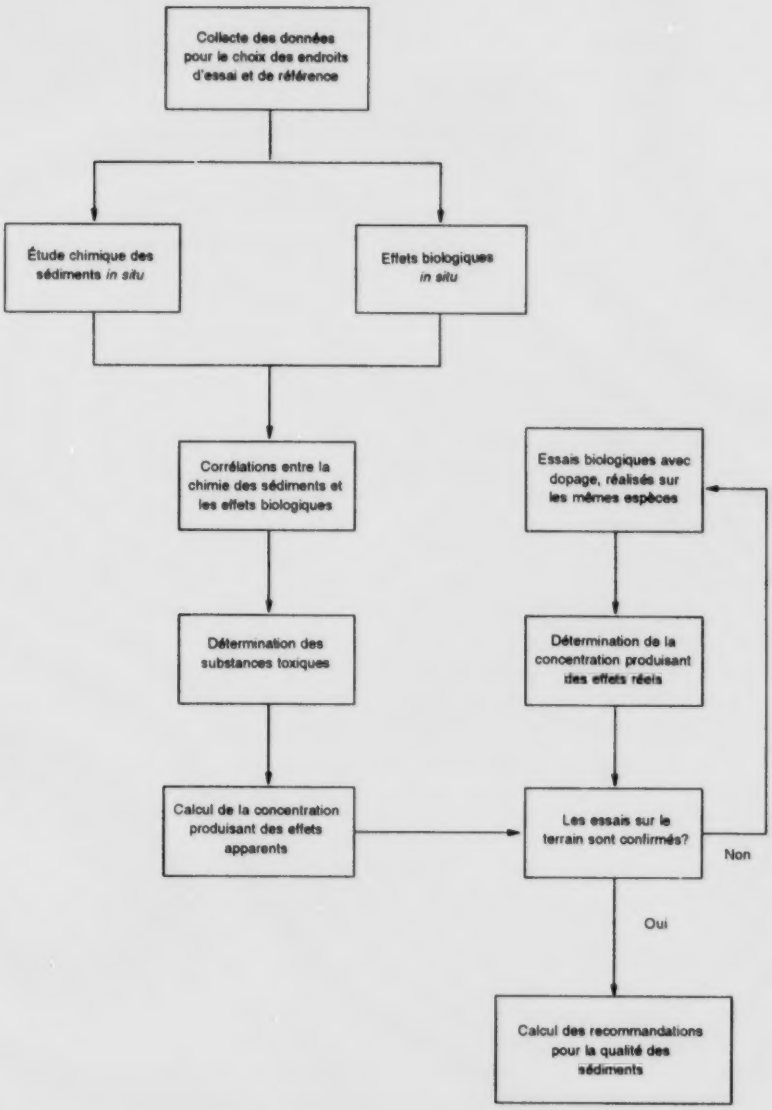

Figure 6. Méthode de l'analyse triple des sédiments (SQTA).

(5) Les méthodes utilisées sur le terrain pour les tests biologiques des sédiments n'ont pas encore été normalisées et vérifiées sur des espèces canadiennes.

(6) La collecte, l'analyse et l'interprétation des données requièrent beaucoup de travail et sont coûteuses.

(7) Le choix d'une zone de référence se fait souvent sans qu'on ne possède d'information appropriée sur le degré de dégradation de l'endroit.

On a surtout utilisé la méthode de l'analyse triple des sédiments dans le détroit de Puget, mais également dans les Grands Lacs, dans le port de Vancouver et dans la baie de San Francisco. À ces endroits, on a eu recours à la méthode de l'analyse triple des sédiments pour : identifier les secteurs devant faire en priorité l'objet de mesures correctives, déterminer la dimension de ces secteurs, vérifier la qualité des zones de référence, déterminer les concentrations de contaminants qui sont toujours associées à des effets sur le biote aquatique, et décrire les liens écologiques

entre les caractéristiques des sédiments de fond et le biote qui peut être menacé (U.S. EPA, 1989a). On a également fait l'essai de la méthode de l'analyse triple des sédiments dans le golfe du Mexique (Chapman et coll., 1991) et on l'utilise actuellement en Europe, notamment dans la Mer du Nord (P. Chapman, E.V.S. Consultants, Vancouver Nord, C.-B., comm. pers.).

Méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (AETA)

La méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (figure 7), servant à la formulation de recommandations pour la qualité des sédiments, a été conçue par Tetra Tech, Inc. (1986) pour être utilisée dans la région du détroit de Puget, dans l'État de Washington. La méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents est basée sur les relations qui existent entre les concentrations mesurées d'un contaminant dans les sédiments et les effets biologiques observés, principalement chez les organismes benthiques. L'objectif pratique de cette méthode consiste à définir la concentration d'un contaminant dans les sédiments à partir de laquelle on observe *toujours* des effets biologiques importants. Ces effets biologiques comprennent, mais non de façon exclusive, la toxicité aiguë et (ou) chronique (mesurée par des essais biologiques sur les sédiments), les modifications histopathologiques, les modifications de la diversité et l'abondance des diverses espèces, et enfin les modifications de la structure de la communauté.

Sous de nombreux aspects, la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents est similaire à la méthode de la concentration de dépistage présentée ci-dessus. Cependant, la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents peut se prêter davantage que la méthode de la concentration de dépistage à l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments à un endroit donné, car elle tient compte des divers effets biologiques sur les populations sensibles. En règle générale, on utilise, dans la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents, les concentrations normalisées en poids sec pour les métaux, et les concentrations normalisées en COT pour les contaminants organiques non ioniques.

Avec la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents, on utilise directement les données sur les effets biologiques, et c'est là son principal avantage. De plus, elle est souple car elle permet d'utiliser les observations des effets biologiques sur le terrain et les résultats des essais biologiques en laboratoire (avec ou sans dopage) pour calculer la concentration AET. Tout comme avec la méthode de la concentration de dépistage, on peut l'utiliser afin de formuler des recommandations pour presque tout contaminant pour lequel il existe actuellement des méthodes d'analyse. À la différence de la méthode du partage à l'équilibre, la base de données à partir desquelles on calcule la concentration AET comprend habituellement des données pour des mélanges complexes de contaminants. Les valeurs AET obtenues peuvent donc s'appliquer à un plus grand nombre d'endroits. De plus, on peut calculer les valeurs AET en utilisant des informations portant sur des effets précis observés chez une variété d'organismes qui résident dans l'environnement marin étudié. Par conséquent, il est possible d'adapter les valeurs AET aux conditions locales en tenant compte des données détaillées sur les effets chroniques et sublétaux sur les espèces résidantes sensibles, lorsque ces données existent.

La méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents présente un inconvénient majeur : il y a un risque important que les ressources biologiques soient sous-protégées si on utilise directement la valeur AET comme recommandation pour la qualité des sédiments. Cela est dû principalement au fait que la valeur AET définit la concentration d'un contaminant à partir de laquelle on observe toujours des effets biologiques, et par conséquent, cette valeur est faussée au profit des espèces les moins sensibles et des manifestations les moins perceptibles utilisées dans l'analyse des données. À la différence des autres méthodes servant à élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments, il est probable que les valeurs AET *augmenteront* à mesure que la base de données s'accroîtra et comportera une plus grande diversité de manifestations et d'espèces. Par exemple, si on inclut dans la base de données un niveau sans effet observé (NSEO) obtenu dans un essai de toxicité aiguë réalisé sur une espèce relativement résistante, les données sur la toxicité chronique pour des espèces plus sensibles à la même concentration seront obscurcies. Par conséquent, si on utilise des espèces ou des manifestations mixtes pour calculer la valeur AET globale, les espèces les moins sensibles et les manifestations les moins apparentes prédomineront toujours. Les recommandations ainsi calculées ne protègeront sans doute pas les espèces les plus sensibles. On peut éviter cet écueil en définissant une valeur AET pour chaque espèce testée et en utilisant les données pour l'espèce la plus sensible pour formuler les recommandations.

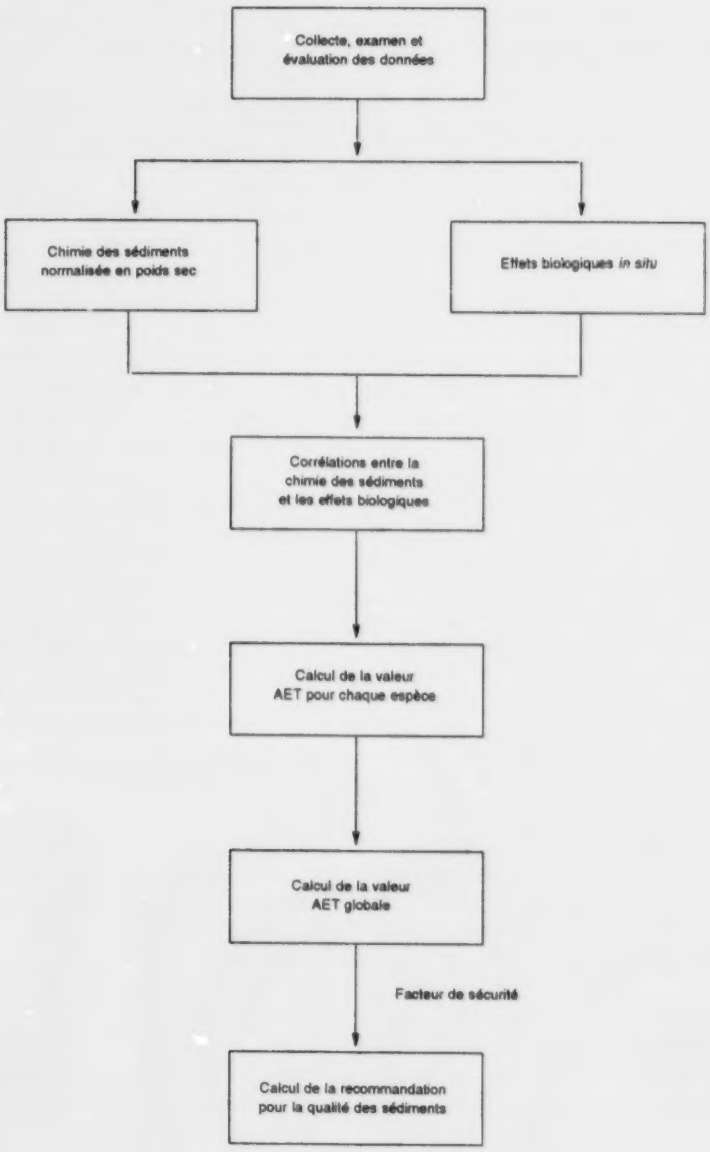

Figure 7. Méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (AETA).

Pour ce qui est des valeurs AET ayant une réelle importance écologique, elles devraient être basées sur les effets chroniques et sublétaux des expositions aux contaminants. Malheureusement, il n'y a pas, pour la plupart des contaminants, de bases de données complètes couvrant ces manifestations pour un grand nombre d'espèces. En l'absence de telles données, il faut calculer les valeurs AET d'après les données de toxicité aiguë ou les autres effets précis mesurés sur le terrain ou en laboratoire. Il faut donc appliquer des facteurs de sécurité aux valeurs AET lorsqu'on établit des recommandations pour la qualité des sédiments, si

on veut bien protéger les ressources biologiques dans les régions estuariennes, côtières et marines.

Autre inconvénient de la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents : elle est fondée sur des résultats que peuvent influencer des facteurs autres que la concentration du contaminant étudié, comme la présence d'autres contaminants. Le sous-comité des critères pour les sédiments du conseil consultatif scientifique (U.S. EPA, 1989c) a recommandé qu'on n'utilise pas la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents pour formuler des recommandations générales pour la qualité des sédiments. Toutefois, cette méthode peut convenir à la formulation de recommandations pour des endroits précis.

On a beaucoup utilisé cette méthode dans l'État de Washington, dans le cadre du programme d'analyse des résidus de dragage du détroit de Puget, afin d'analyser les sédiments devant être dragués et rejetés dans l'océan. De plus, on a utilisé les valeurs AET pour évaluer les effets de la mise en décharge des sédiments contaminés dans cette région (Puget Sound Dredged Disposal Analysis, 1989).

Stratégie d'évaluation des sédiments recommandée par la Commission mixte internationale (CMI)

Le sous-comité des sédiments de la CMI a mis au point une stratégie d'évaluation des sédiments fondée sur des protocoles qui mettent l'accent sur la surveillance biologique (CMI, 1988). On a conçu cette méthode pour qu'elle soit utilisée dans les évaluations complètes des régions (p. ex., les baies, les ports, les rivières et autres zones de sédimentation) où l'on suppose que les sédiments sont contaminés et qu'il faut prendre des mesures correctives. Bien que la stratégie recommandée vise à réduire au minimum les coûts, ces évaluations seront probablement des entreprises majeures; à ce titre, elles conviennent dans les cas où des mesures correctives à grande échelle doivent être envisagées. Toutefois, certains volets de cette stratégie peuvent s'avérer utile pour la formulation des recommandations pour la qualité des sédiments. Une hypothèse de base de cette stratégie est à l'effet que les sédiments contaminés sont un problème seulement s'ils exercent un stress sur les systèmes biologiques, ou s'il y a bioaccumulation de substances toxiques.

Cette stratégie vise les objectifs suivants :

(1) fournir des évaluations précises de problèmes ciblés, au moyen d'une méthode faisant appel à l'intégration des données chimiques, physiques et biologiques;

(2) effectuer les tâches en série, de sorte que l'on puisse utiliser les résultats de chaque technique pour réduire les besoins subséquents en échantillonnage et les coûts connexes;

(3) fournir des preuves appropriées démontrant la relation entre la contamination et l'impact biologique observé;

(4) quantifier la gravité du problème, afin de pouvoir faire des comparaisons à l'intérieur des zones étudiées et entre celles-ci (on pourra ainsi dresser une liste de priorités pour les mesures correctives, et choisir objectivement différents correctifs appropriés); et

(5) tenir compte des effets sur les différentes espèces et les différents niveaux trophiques, car les perturbations biologiques peuvent se produire autant dans la tranche d'eau que dans les sédiments s'il y a resuspension de ceux-ci.

La méthode de la CMI est une stratégie intégrée conçue pour fournir les données nécessaires à plusieurs tâches : déterminer les endroits où la contamination des sédiments atteint des niveaux inquiétants, documenter les effets, classer les problèmes selon leur gravité, et aider au choix des mesures correctives. Le principal avantage de cette méthode est qu'elle tient compte (tout comme la méthode de l'analyse triple des sédiments) de tous les facteurs physiques et chimiques importants, et des effets biologiques qui touchent les sédiments de fond.

Les principaux inconvénients de cette méthode sont les suivants : elle peut s'avérer très coûteuse et prendre beaucoup de temps, et l'interprétation finale des données doit être réalisée par des professionnels hautement compétents. On a formulé cette méthode afin de l'utiliser dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs et non pas pour obtenir des recommandations numériques pour la qualité des sédiments. Toutefois, il est probable que cette stratégie produira le type et la quantité de données qui seraient requises pour formuler des recommandations pour la qualité des sédiments [M. Zarull, CMI, Windsor (Ontario), comm. pers.]. Cette méthode est actuellement testée dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs, dans le cadre de l'étude «Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS)», sous les auspices du Bureau du programme national des Grands Lacs de l'U.S. EPA (Ross, 1989).

Méthode de la base de données du «National Status and Trends Program» (NSTP-DBA)

Dans le cadre de son programme d'études des tendances et de la situation nationale (National Status and Trends Program, NS&TP), la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis étudie une autre méthode permettant d'élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments. Long et Morgan (1990) ont compilé une base de données qui contient des informations obtenues au moyen des méthodes fondées sur l'observation des effets, à savoir les méthodes suivantes : partage à l'équilibre, essais biologiques avec dopage, et diverses méthodes fondées sur la présence simultanée de contaminants et d'effets biologiques (AETA, SLCA, SQTA). Dans cette base de données, les données sont pondérées également, peu importe la méthode utilisée pour les obtenir. Cette compilation visait à établir des recommandations officieuses pouvant être utilisées pour l'évaluation des données sur les sédiments recueillies dans le cadre du programme NS&TP. On a déterminé la pertinence de chaque ensemble de données en examinant les méthodes expérimentales utilisées, le type et l'importance des manifestations mesurées, ainsi que le degré de concordance entre les données chimiques et biologiques. Dans bon nombre de cas, il a fallu faire preuve de jugement pour différencier entre, d'une part, les effets et les tendances associées aux gradients de substances chimiques, et, d'autre part, ceux qui étaient associés aux conditions naturelles des habitats. On a incorporé dans la base les données pour lesquelles il n'y avait pas de concordance entre les variables chimiques et biologiques, mais on ne les a pas utilisées dans l'évaluation statistique de l'information.

Les données retenues après ces tests de sélection ont été incorporées à la base de données, variable par variable. Pour chaque entrée, on indiquait la concentration du contaminant, le type de réponse biologique mesurée (en indiquant habituellement l'emplacement de l'essai), ainsi qu'une indication disant si on avait observé ou non un effet (c.-à-d., pas d'effet, gradient faible ou nul, pas de concordance, ou effet mesuré). On a ensuite trié les données par ordre ascendant des concentrations, et l'analyse statistique subséquente a permis de déterminer les concentrations correspondant au 10e et au 50e percentile pour chaque composé. La plage inférieure des effets (désignée par le sigle ER-L; 10e percentile) représentait une valeur seuil au-delà de laquelle on commençait à noter des effets nocifs sur les stades de vie et (ou) les espèces sensibles. La plage moyenne des effets (désignée par le sigle ER-M; 50e percentile) représentait une seconde valeur seuil, au-delà de laquelle on observait fréquemment ou toujours des effets nocifs chez la plupart des espèces. Ces deux paramètres, ER-L et ER-M, étaient ensuite utilisés comme recommandations officieuses pour la qualité des sédiments.

Le principal avantage de cette méthode est qu'elle ne nécessite pas d'études additionnelles sur le terrain ou en laboratoire. Toutefois, la compilation et l'évaluation des données exigent beaucoup de travail et nécessitent de bonnes connaissances en biologie et en chimie des sédiments. Cette méthode offre un autre avantage majeur : toutes les données disponibles et obtenues aux États-Unis ont été compilées dans le cadre des diverses méthodes décrites précédemment. On pourrait ajouter des données canadiennes et d'autres données pertinentes à cette base de données afin d'en accroître l'applicabilité. S'il y a lieu, on pourrait utiliser des facteurs de sécurité, lors de la formulation des recommandations, afin de protéger davantage l'environnement marin. L'utilisation de tels facteurs de sécurité est justifiée lorsque la base de données ne contient pas les effets connus observés dans les eaux canadiennes sur les espèces sensibles, ou lorsque les recommandations portent sur des substances dont la bioaccumulation est connue.

Le principal inconvénient de cette méthode est le suivant : les données sur les concentrations de contaminants dans les sédiments et leurs effets biologiques proviennent d'un grand nombre d'endroits disséminés aux États-Unis. On a ainsi regroupé des informations portant sur une grande diversité de types de sédiments (p. ex., présentant des différences au chapitre de la granulométrie et des concentrations naturelles des principaux éléments et des éléments traces), ce qui peut donner lieu à des erreurs systématiques inconnues. De plus, en raison de cette amalgamation des données, on peut déduire que des réactions sont attribuables à un seul contaminant, alors qu'en fait elles peuvent être causées par des effets synergiques et (ou) cumulatifs. Enfin, on peut formuler des recommandations erronées pour des substances pour lesquelles on possède seulement une quantité modérée d'information.

La base de données consiste en données sur les sédiments obtenus dans le cadre du programme NS&TP dans plus de 200 endroits aux États-Unis. Long et Morgan (1990) ont souligné que le degré de confiance à accorder aux valeurs ER-L et ER-M doit être modéré pour les métaux et les PCB, et faible pour les pesticides et les HAP. Selon ces auteurs, même si les données compilées étaient nombreuses, il faudrait disposer de beaucoup plus de données si l'on veut

étayer ou réfuter l'applicabilité de cette méthode à tous les groupes de produits chimiques, aux différentes substances à analyser au sein de ces groupes, et à tous les types de sédiments.

Méthode pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments au Canada

L'annexe G est une compilation des recommandations pour la qualité des sédiments formulées selon les différentes méthodes, et utilisées par différentes autorités en Amérique du Nord, en Europe et au Japon. L'examen de ces recommandations révèle que les concentrations numériques actuellement utilisées pour divers contaminants diffèrent habituellement de deux ordres de grandeur ou plus, et dans de nombreux cas, la plage de variation couvre plus de trois ordres de grandeur. Il est peu probable que cette variation soit attribuable à des sensibilités différentes des biotes aquatiques testés. En fait, cette variation est due en grande partie aux limites des différentes méthodes utilisées pour formuler ces recommandations.

Compte tenu de l'absence générale de concordance entre les recommandations pour la qualité des sédiments qui ont été formulées avec les différentes méthodes, il semble qu'aucune approche ne soit universellement applicable, même si chacune d'entre elles peut être appropriée dans des cas particuliers. Par conséquent, si on veut choisir une méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments au Canada, il est impératif d'évaluer entièrement les valeurs obtenues par chacune de ces méthodes, afin d'en déterminer l'applicabilité dans les conditions environnementales canadiennes, et selon les objectifs en matière de gestion de l'environnement. Dans les paragraphes suivants et dans le tableau 3, nous résumons les avantages et les limites de chaque méthode que l'on pourrait utiliser afin de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments au Canada.

Les méthodes actuelles fondées sur les effets biologiques (SLCA, AET, SQTA, BSCA) présentent une lacune importante : aucune d'entre elles ne tient compte du devenir final et des effets des contaminants à forte bioaccumulation, comme le DDT et les PCB. Pour ces types de substances, l'importance des données de toxicité sur une seule espèce serait probablement éclipsée par les données portant sur les effets pour tout l'écosystème, si ces dernières données étaient disponibles (Harding, 1989). En ce qui concerne la méthode de l'analyse triple des sédiments, il n'existe pas de procédures statistiques validées pour le traitement des données sur les réponses biologiques plus sensibles (p. ex., effets histopathologiques, effets sublétaux). En raison de l'absence de telles techniques statistiques, il est difficile d'incorporer ces données dans la base, et par la suite, de formuler des recommandations pour la qualité des sédiments au moyen de cette méthode. De plus, aucune des méthodes fondées sur les effets biologiques ne tient compte des concentrations naturelles des éléments traces, et elles peuvent donc donner lieu à des recommandations pour la qualité des sédiments qui ne sont pas réalistes dans certaines conditions.

Autre écueil important des méthodes fondées sur les effets biologiques : le peu d'importance accordée aux facteurs de sécurité. Les autorités de l'État de Washington ont appliqué un facteur de sécurité arbitraire de 0,1 lorsqu'elles ont utilisé la méthode de la concentration seuil produisant des effets apparents (Harding, 1989). Au Canada, on a utilisé un facteur de sécurité arbitraire de 0,01 dans le cadre du programme de rejet en mer, afin d'évaluer la toxicité des composés organiques halogénés (Règlements sur l'immersion des déchets en mer, 1988a). Il faudra établir clairement le fondement de l'utilisation de tous ces facteurs de sécurité.

Chacune des méthodes décrites dans ce document présente une ou plusieurs imperfections graves qui en limitent l'utilité pour la formulation de recommandations pour la qualité des sédiments marins qui soient applicables à l'échelle nationale. Par conséquent, il nous est impossible de recommander une seule méthode que pourrait adopter le CCME et le Programme de la qualité de l'environnement marin, d'Environnement Canada. Nous recommandons donc en premier lieu de définir l'objet et l'utilisation envisagée des recommandations pour la qualité des sédiments. Ces définitions influeront grandement le choix des méthodes utilisées pour l'établissement des recommandations (p. ex., choix des facteurs de sécurité, exigences minimales en matière de données). À cet égard, on peut se procurer un document sur l'objectif et l'utilisation envisagée des recommandations pour la qualité des sédiments au Canada (Environnement Canada, 1989).

On a actuellement un besoin urgent de recommandations pour la qualité des sédiments qui soient applicables aux écosystèmes marins au Canada. On a besoin de ces recommandations pour évaluer les problèmes en matière de qualité des sédiments (y compris les problèmes associés au Programme d'immersion des déchets en mer), et pour établir des objectifs régionaux de qualité des sédiments. Afin de répondre adéquatement à ce besoin, nous recommandons d'aborder d'une manière stratégique la formulation des recommandations pour la qualité des sédiments au Canada.

Tableau 3. **Résumé des avantages et des limites des diverses méthodes d'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments**

Méthode	Avantages	Limites
Contamination naturelle dans les sédiments (SBA)	* On a seulement besoin de données sur la chimie globale des sédiments.	* On n'utilise pas de données biologiques ou toxicologiques.
Toxicité des sédiments dopés (SSTA)	* Convient à la plupart des classes de produits chimiques et à la plupart des types de sédiments. * Fournit des données précises sur les effets biologiques.	* Si on utilise cette méthode comme outil de réglementation, sa mise en oeuvre risque de coûter cher. * Les procédures de dopage n'ont pas encore été normalisées. * La validation sur le terrain est encore à faire.
Recommandations pour la qualité de l'eau (WQGA)	* Il existe des recommandations pour la qualité de l'eau pour de nombreuses variables, et il existe des données toxicologiques pour un nombre encore plus grand de produits chimiques. * On a seulement besoin de mesures sur le terrain des eaux interstitielles.	* Dans cette méthode, on suppose que les eaux interstitielles constituent la principale voie d'exposition des organismes aquatiques aux contaminants. * Il y a peu de données disponibles sur la toxicité des mélanges complexes de contaminants. * La méthode fait également l'hypothèse que les biotes de la tranche d'eau et les espèces de l'endofaune benthique ont la même sensibilité.
Toxicité des eaux interstitielles (IWTA)	* Cette méthode nécessite seulement des mesures régulières des produits chimiques contenus dans les eaux interstitielles, et la plupart des tests de toxicité utilisés sont bien établis.	* Les coûts de mise en place peuvent être élevés. * On possède seulement des données limitées sur la corrélation entre la qualité des eaux interstitielles, et la toxicité et (ou) la bioaccumulation. * Il n'y a pas de méthodes normalisées pour mesurer la qualité des eaux interstitielles, et on ignore s'il peut y avoir une modification de leur chimie après leur prélèvement et leur extraction.
Partage à l'équilibre (EP)	* S'applique à une grande diversité de systèmes aquatiques. * Nécessite seulement l'utilisation des recommandations pour la qualité de l'eau, ainsi que des données sur la chimie des milieux étudiés. * L'U.S. EPA appuie les travaux de recherche qui fourniront des données pour cette méthode et en permettront la validation sur le terrain.	* Ne tient pas compte des effets synergiques, cumulatifs ou antagonistes des contaminants. * Suppose l'équilibre entre les sédiments et les eaux interstitielles. * La concentration des produits chimiques dans les eaux interstitielles est mesurée indirectement. * Fait l'hypothèse que les eaux interstitielles constituent la principale voie d'exposition des organismes aquatiques aux contaminants. * L'étude technique pour la formulation de critères pour la qualité des sédiments dans le cas des métaux se poursuit.
Résidus dans les tissus (TRA)	* Méthode très utilisée pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau.	* Fait l'hypothèse que la principale voie d'exposition est l'eau au lieu de la chaîne alimentaire. * Cette méthode en est encore aux stades de développement.

Tableau 3. (suite)

Méthode	Avantages	Limites
Évaluation de la structure de la communauté benthique (BCSA)	* Méthode reconnue comme outil précieux pour l'évaluation *in situ* de la qualité des sédiments. * Peut s'appliquer à une grande diversité d'écosystèmes aquatiques et de groupes de contaminants.	* Coûte cher et prend beaucoup de temps. * Ne permet pas d'identifier les produits chimiques précis responsables des effets.
Concentration de dépistage (SLCA)	* Méthode souple, utilisant des données pour la plupart disponibles. * Méthode fondée sur des effets précis sur les organismes marins résidants.	* Permet difficilement de déterminer les relations directes entre causes et effets. * Fait l'hypothèse que la répartition des organismes benthiques dépend surtout de la chimie des sédiments. * Fait l'hypothèse que les effets nocifs se sont manifestés seulement lorsque les espèces sont absentes du lieu étudié. * Nécessite une grosse base de données. * Permet difficilement de déterminer le degré de protection fourni aux organismes benthiques.
Analyse triple des sédiments (SQTA)	* Intègre les données provenant de trois types séparés de mesure, afin de faire une distinction entre les effets des toxiques et la variabilité naturelle. * Méthode utilisable pour tout contaminant mesuré.	* Permet difficilement d'établir des recommandations pour des produits chimiques particuliers. * Méthode coûteuse qui nécessite beaucoup de travail. * La présence de contaminants non mesurés peut causer des erreurs systématiques. * Les tests biologiques sur les sédiments n'ont pas encore été normalisés. * On a besoin de critères statistiques.
Concentration seuil produisant des effets apparents (AETA)	* Pour l'élaboration des recommandations, utilise des données sur les effets biologiques. * Utilisable pour tout produit chimique pour lequel on dispose de méthodes d'analyse. * Avec cette méthode, on peut utiliser les observations faites sur le terrain et les tests biologiques en laboratoire.	* Présente un risque important de sous-protection si on utilise directement les valeurs AET pour formuler des recommandations pour la qualité des sédiments. * Il est probable que les valeurs AET augmenteront à mesure que la base de données s'élargira. * Les valeurs AET sont surtout basées sur les effets aigus; on n'a pas tenu compte des effets chroniques et sublétaux.
Commission mixte internationale (CMI)	* Tient compte de tous les facteurs chimiques et physiques importants, ainsi que les effets biologiques importants.	* Méthode coûteuse qui nécessite beaucoup de temps. * Applicable dans les régions où des mesures correctives s'imposent.
Base de données du «National Status and Trends Program» (NSTP-DBA)	* Ne nécessite pas de travail sur le terrain. * Incorpore des informations provenant de toutes les méthodes fondées sur les effets. * Les données requises sont facilement disponibles.	* On n'a pas encore mis au point de protocoles formels pour la formulation de recommandations à partir de ces données. * Cette méthode nécessite beaucoup de travail. * Ces données proviennent d'un grand nombre d'endroits un peu partout aux États-Unis, ce qui peut donner lieu à des erreurs systématiques inconnues.

On devrait d'abord établir, à court terme, des recommandations provisoires, en se basant sur l'information disponible et utilisée par d'autres autorités. Beak Consultants Ltd. (1988) a recommandé une méthode en trois phases afin de choisir des recommandations pour la qualité des sédiments, pour chaque produit chimique ou groupe de produits chimiques (si on possède les données appropriées), méthode qui donne la préférence aux valeurs basées sur les effets biologiques. Cette méthode en trois phases, que nous recommandons pour la formulation de recommandations provisoires pour la qualité des sédiments au Canada, s'articule comme suit :

(1) On choisit d'abord les recommandations les plus faibles établies à partir des effets (méthodes AET, SLCA, SQTA ou NSTP-DBA), si elles ont été ou peuvent être calculées. (Nota : on met actuellement au point une procédure formelle permettant d'établir des recommandations pour la qualité des sédiments au moyen de la méthode NSTP-DBA).

(2) Pour les contaminants organiques, on utilise la plus faible valeur obtenue à partir des méthodes du partage à l'équilibre (EP) et des recommandations pour la qualité de l'eau (WQGA), s'il n'y a pas de recommandations établies à partir des effets. [On pourra utiliser la nouvelle méthode du partage à l'équilibre dans le cas des métaux si le comité consultatif scientifique (Science Advisory Board) des États-Unis approuve la procédure de normalisation pour les SVA.]

(3) En ce qui concerne la formulation d'objectifs régionaux ou locaux, on devrait utiliser la concentration naturelle comme recommandation provisoire pour la qualité des sédiments, si la recommandation provisoire calculée dans l'une ou l'autre des deux premières phases est inférieure à la limite supérieure de la concentration naturelle des éléments traces.

Ces recommandations sont motivées par le fait que les méthodes basées sur les effets ont une plus grande applicabilité écologique, et donc qu'elles sont défendables parce qu'elles utilisent directement des données sur les relations entre doses et réponses. Les recommandations établies d'après les méthodes de partage sont fondées indirectement sur les effets biologiques, c'est-à-dire dans la mesure seulement où les recommandations pour la qualité de l'eau utilisées sont elles-mêmes basées sur de tels effets. Les objectifs de qualité des sédiments établis d'après la méthode de la concentration naturelle des sédiments (SBA) ne sont aucunement basés sur les effets biologiques.

À plus long terme, et à mesure que la documentation sur la toxicité des sédiments augmentera, on pourra élaborer un protocole formel en vue de formuler des recommandations à partir de données sur des réactions précises aux conditions créées par la présence de contaminants. Dans un tel protocole, on devrait préciser les exigences minimales en matière de données (toxicité, devenir dans l'environnement), les critères d'évaluation des données, les facteurs de sécurité appropriés, et tout autre facteur applicable à la formulation de ces recommandations.

RÉFÉRENCES

Alaska Department of Environmental Quality. 1989. Water quality criteria. Division of Water Quality, Anchorage, Alaska.

Anderson, D. 1989. Report to the Premier on oil transportation and oil spills. Victoria (Colombie-Britannique). 109 pp. + appendices.

Barrick, R., S. Becker, L. Brown, H. Beller et R. Pastorok. 1988. Sediment quality values refinement: 1988 update and evaluation of Puget Sound AET. Vol. I. Prepared for the Puget Sound Estuary Program. PTI Environmental Services, Bellevue, Wash. 74 pp. + appendices.

Beak Consultants Ltd. 1987. Development of sediment quality objectives: Phase I — Options. Prepared for the Ontario Ministry of the Environment. Mississauga, Ont.

Beak Consultants Ltd. 1988. Development of sediment quality guidelines: Phase II. Guidelines development. Prepared for the Ontario Ministry of the Environment. Mississauga, Ont.

Beller, H., R. Barrick et S. Becker. 1986. Development of sediment quality values for Puget Sound. Prepared by Tetra Tech, Inc. for Resources Planning Associates/ U. S. Army Corps of Engineers, Seattle District for the Puget Sound Dredged Disposal Analysis Program. Bellevue, Wash.

Bolton, S.H., R.J. Breteler, B.W. Vigon, J.A. Scanlon et S.L. Clark. 1985. National perspective on sediment quality. Prepared for the U. S. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. 194 pp.

Cairns, J., Jr. 1983. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? Hydrobiologia 100:47–57.

Cairns, J., Jr. 1986a. The case for direct measurement of environmental response to hazardous materials. Water Resour. Bull. 22:841–842.

Cairns, J., Jr. 1986b. What is meant by validation of predictions based on laboratory toxicity tests? Hydrobiologia 137:271–278.

Cairns, M.A., A.V. Nebeker, J.H. Gakstater et W.L. Griffis. 1984. Toxicity of copper-spiked sediments to freshwater invertebrates. Environ. Toxicol. and Chem. 3:435–445.

California State Water Resources Control Board. 1989. Functional equivalent document: Amendment of the water quality control plan for ocean waters of California. Division of Water Quality, Sacramento, Cal. 74 pp. + appendices.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1990. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. Annexe IX dans Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, 1987. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa.

Chapman, P.M. 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. Environ. Toxicol. Chem. 5:957–964.

Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. Environ. Toxicol. Chem. 8:589–599.

Chapman, P.M., R.N. Dexter, H. Anderson et E.A. Power. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. Environ. Toxicol. Chem. (en cours de publication).

CMI (Commission mixte internationale). 1988. Procedures for the assessment of contaminated sediment problems in the Great Lakes. A report prepared by the Sediment Subcommittee and its Assessment Work Group for the IJC, Great Lakes Regional Office.

Commission des Communautés Européennes. 1988. European Community Environmental Legislation: 1967–1987. Document No. XI/989/87. Directorate-General for Environment, Consumer Protection and Nuclear Safety, Bruxelles, Belgique. 229 pp.

Cook, P.M., A.R. Batterman, B.C. Butterworth, K.B. Lodge et S.W. Kohlbry. 1989. Laboratory study of TCDD bioaccumulation by lake trout from Lake Ontario sediments, food chain and water. Environmental Research Laboratory-Duluth, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minn. 112 pp.

Cornwall, G., P. Higgins et J. Karau. 1988. Canadian legislation pertaining to the prevention and control of marine pollution. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings, éd. P.G. Wells et J. Gratwick, Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Cote, R.P. 1989. The many dimensions of marine environmental quality. Document de travail. Conseil des sciences du Canada, Halifax (Nouvelle-Écosse). 37 pp.

Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S.M. Mayr et M.S. Redmond. 1990. Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. Environ. Toxicol. Chem. 9:1487–1502.

Endicott, D., W. Richardson et D. Di Toro. 1989. Lake Ontario TCDD modelling report. Large Lakes Research Station, Environmental Research Laboratory–Duluth, U.S. Environmental Protection Agency, Grosse Ile, Minn. 94 pp.

Environnement Canada. 1989. Background report on the use and development of Canadian sediment quality guidelines. Rapport préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des sédiments au Canada du ministère de l'Environnement. Direction de la qualité des eaux, Ottawa, Canada. 12 pp.

Fitchko, J. 1989. Criteria for Contaminated Soil/Sediment Cleanup. Northbrook, Ill.: Pudvan Publishing Company.

Giesy, J.P. et R.A. Hoke. 1989. Freshwater sediment quality criteria: Toxicity bioassessment. *Dans* Sediment : The chemistry and toxicology of in-place pollutants. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. pp. 265-348.

Hansen, D.J. 1989. Status of the development of water quality criteria and advisories. Water quality standards for the 21st century. U.S. Environmental Protection Agency, Dallas, Tex.

Harding, L. 1989. Approaches to estuarine and coastal sediment quality objectives. A paper presented at the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Objectives Workshop, 18–22 septembre 1989, Halifax (Nouvelle-Écosse).

Heath, A.G. 1987. Water pollution and fish physiology. Boca Raton, Fla.: CRC Press. 245 pp.

Japan Environment Agency. 1987. Quality of the environment in Japan. Water Quality Standards Section, Water Quality Bureau, Tokyo, Japan.

Kadeg, R.D., S.P. Pavlou et A.S. Duxbury. 1986. Sediment criteria methodology validation: Elaboration of sediment normalization theory for non-polar hydrophobic organic chemicals — Final report. Prepared for the Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency.

Klapow, L.A. et R.H. Lewis. 1979. Analysis of toxicity data for California marine water quality standards. J. Water Pollut. Control Fed. 51(8):2051–2070.

Langford, R.W., S. Reid et L. Harding. 1988. Marine environmental quality in Canada: Status and issues on the Pacific Coast of Canada. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings 29 February – 3 March 1988, éd. P.G. Wells et J. Gratwick. Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Long, E.R. et L.G. Morgan. 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Wash. 175 pp. + appendices.

Lyman, W.J., A.E. Glazer, J.H. Ong et S.F. Coons. 1987. An overview of sediment quality in the United States: Final report. Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency Region V, Washington, D.C. 18 pp.

MacDonald, D.D. 1989. Water quality guidelines for dinoseb. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa.

Mance, G. et A.R. O'Donnell. 1985. Marine quality standards: Their derivation and application in the United Kingdom. Water Sci.Technol. 17:1187–1198.

Marine Environmental Quality Advisory Group. 1987. Marine environmental quality in Canada: Status and priorities. Conservation et Protection. Environnement Canada. Ottawa. 72 pp.

McLeese, D.W. et C.D. Metcalfe. 1980. Toxicities of eight organochlorine compounds in sediment and seawater to *Crangon septemspinosa*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:921–928.

Michigan State University. 1988. Standard procedure for the preparation of sediment elutriate and pore water (interstitial water) extracts. Aquatic Toxicology Laboratory, Pesticide Research Center, East Lansing, Mich.

Mount, D.I. 1988. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase III — Toxicity confirmation procedures. EPA/600-3-88/036. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minn.

Mount, D.I. et L. Anderson-Carnahan. 1988a. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase I — Toxicity characterization procedures. EPA/600-3-88/034. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minn.

Mount, D.I. et L. Anderson-Carnahan. 1988b. Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase II – Toxicity identification procedures. EPA/600-3-88/035. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minn.

Mudroch, A., L. Sarazin, T. Lomas et C. deBarros. 1986. Report on the progress of the revision of the MOE guidelines for dredged material open water disposal 1984/85. Rapport préliminaire. Division des contaminants de l'environnement, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. 15 pp.

Mudroch, A., L. Sarazin et T. Lomas. 1988. Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediment. J. Great Lakes Res. 14:241–251.

NAS/NAE (National Academy of Sciences / National Academy of Engineering). 1973. Water quality criteria 1972. U. S. Environmental Protection Agency Ecological Research Series EPA-R3-73-033, Washington, D.C. 594 pp.

National Institute of Public Health and Environmental Protection. 1989. Recommended values for the classification of freshwater and dredged sediments. Bilthoven, Netherlands.

National Shellfish Sanitation Program. 1990. Manual of operations (revised). U.S. Department of Health and Human Services, Washington, D.C.

Neff, J.M., D.J. Bean, B.W. Cornaby, R.M. Vaga, T.C. Gulbransen et J.A. Scanlon. 1986. Sediment quality criteria methodology validation: Calculation of screening level concentrations from field data. U.S. Environmental Protection Agency Region V, Washington, D.C. 225 pp.

Neff, J.M., J.Q. Word et T.C. Gulbransen. 1987. Recalculation of screening level concentrations for non-polar organic contaminants in marine sediments. Final report. U. S. Environmental Protection Agency Region V, Washington, D.C. 18 pp.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 1984. Contamination of populated estuaries and adjacent coastal oceans – A global review. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 11. Rockville, Md.

Oregon Department of Environmental Quality. 1989a. Interim sediment quality guidelines. Portland, Oreg. 5 pp.

Oregon Department of Environmental Quality. 1989b. Statewide water quality management plan: Beneficial uses, policies, standards, and treatment criteria for Oregon. Chapter 340, Division 41. Oregon Administrative Rules. Portland, Oreg. 22 pp. + appendices.

Organisation mondiale de la santé. 1985. Interim environmental quality criteria for the Mediterranean Sea. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Division of Environmental Health, Genève, Suisse.

Packman, G.A. et R.G. Shearer. 1988. An overview of marine environmental quality in the Canadian Arctic. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings, 29 February – 3 March 1988, éd. P.G. Wells et J. Gratwick. International Institute for Transportation and Ocean Policy Studies, Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Pavlou, S.P. 1987. The use of the equilibrium partitioning approach in determining safe levels of contaminants in marine sediments. *Dans* Fate and Effects of Sediment-Bound Chemicals in Aquatic Systems. Proceedings of the Sixth Pellston Workshop. 13 – 17 August 1984, Florissant, Colo., éd. K.L. Dickson, A.W. Maki et W.A. Brungs. Toronto: Pergamon Press.

Pavlou, S.P. et D.P. Weston. 1983. Initial evaluation of alternatives for development of sediment related criteria for toxic contaminants in marine waters (Puget Sound). Phase I: Development of conceptual framework. Final report. JRB Associates, Bellevue, Wash. 56 pp.

Pavlou, S., R. Kadeg, A. Turner et M. Marchlik. 1987. Sediment quality criteria methodology validation: Uncertainty analysis of sediment normalization theory for nonpolar organic contaminants. Report SCD No. 14. Office of Water, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 95 pp.

Persaud, D. et W.D. Wilkins. 1976. Evaluating construction activities impacting on water resources. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton. 1989. Development of provincial sediment quality guidelines. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto. 19 pp.

PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement). 1985. Protection of the marine environment against pollution from land-based sources: Montreal guidelines. Environ. Policy Law 14(2–3):77–83.

Pommen, L.W. 1989. Approved and working criteria for water quality. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C. 38 pp.

Puget Sound Dredged Disposal Analysis. 1989. Management plan report: Unconfined open-water disposal of dredged material — Phase II (North and South Puget Sound). Washington State Department of Natural Resources, Olympia, Wash.

Règlements sur l'immersion des déchets en mer. 1988a. Regulations attached to the Canadian Environmental Protection Act, 1988 – Part VI. Ottawa.

Règlements sur l'immersion des déchets en mer. 1988b. Regulations respecting ocean dumping. Canada Gazette Part II, Vol. 123, No. 23, pp. 4490–4492.

Ross, P. 1989. A summary of the sediment assessment strategy recommended by the International Joint Commission. *Dans* Sediment Classification Methods Compendium. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Spear, P.A. et R.C. Pierce. 1979. Copper in the aquatic environment: Chemistry, distribution, and toxicology. NRCC No. 16454. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada, Ottawa. 227 pp.

Stephan, C.E., D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman et W.A. Brungs. 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. PB85-227049. Environmental Research Laboratories, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 98 pp.

Suter, G.W. II et A.E. Rosen. 1988. Comparative toxicology for risk assessment of marine fishes and crustaceans. Environ. Sci. Technol. 22(5):548–556.

Swain, L.G. et G.B. Holms. 1985. Fraser – Delta Area: Fraser River sub-basin from Kanaka Creek to the mouth water quality assessment and objectives. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C. 16 pp.

Swain, L.G. et G.B. Holms. 1988. Fraser – Delta Area: Boundary Bay and its tributaries water quality assessment and objectives. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C. 17 pp.

Swartz, R.C., G.R. Ditsworth, D.W. Schults et J.O. Lamberson. 1986. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: cadmium and its interaction with sewage sludge. Mar. Environ. Res. 18:133–153.

Swartz, R.C., P.F. Kemp, D.W. Schults et J.O. Lamberson. 1988. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. Environ. Toxicol. Chem. 7:1013–1020.

Swartz, R.C., P.F. Kemp, D.W. Schults et J.O. Lamberson. 1989. Toxicity of sediment from Eagle Harbour, Washington to the infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. Environ. Toxicol. Chem. 8:215–222.

Tetra Tech, Inc. 1986. Development of sediment quality values for Puget Sound. Vol. 1. Puget Sound Dredged Disposal Analysis Report, Bellevue, Wash. 129 pp.

U .S. EPA (Environmental Protection Agency). 1983. Guidelines for deriving site-specific water quality criteria. *Dans* Water Quality Standards Handbook. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985a. Ambient water quality criteria for copper — 1984. EPA 440/5-84/031. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. 142 pp.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1985b. Ambient water quality criteria for cadmium — 1984. EPA 440/5-84/032. Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. 127 pp.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1987. Quality criteria for water. Criteria and Standards Division, Office of Water, Washington, D.C.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1988. Interim sediment criteria values for non-polar hydrophobic organic contaminants. Report SCD No. 17. Office of Water, Criteria and Standards Division, Washington, D.C. 22 pp.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989a. Sediment classification methods compendium. Final draft report. Washington, D.C.

U. S. EPA (Environmental Protection Agency). 1989b. Briefing report to the EPA Science Advisory Board on the equilibrium partitioning approach to generating sediment quality criteria. EPA/440/5-89-002. Washington, D.C.

U. S. EPA (Environmental Protection Agancy). 1989c. Review of the apparent effects threshold approach to setting sediment criteria. Report of the Sediment Criteria Subcommittee of the Science Advisory Board, Washington, D.C. 18 pp.

Uthe, J.F. et V. Zitko. 1988. An overview of marine environmental quality issues on the Atlantic Coast of Canada. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings, 29 February – 3 March 1988, éd. P.G. Wells et J. Gratwick. Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Waldichuk, M. 1988. The nature and extent of marine contamination caused by land-based sources in Canada. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings, 29 February – 3 March 1988, éd. P.G. Wells et J. Gratwick. International Institute for Transportation and Ocean Policy Studies, Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Warrington, P.D. 1987. Skeena – Nass Area: Lower Kitimat River and Kitimat Arm water quality assessment and objectives. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, B.C. 17 pp.

Washington Department of Ecology. 1988. Sediment quality standards. Olympia, Wash.

Washington Department of Ecology. 1989. Interim sediment quality evaluation process for Puget Sound. Olympia, Wash.

Washington State. 1988. Water quality standards for surface waters of the State of Washington. Chapter 173 – 201 WAC. Olympia, Wash. 13 pp.

Wells, P.G. 1988. Introduction: Marine environmental quality in Canada — Background and objectives of the Halifax conference 1988. *Dans* Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings, 29 February – 3 March 1988, éd. P.G. Wells et J. Gratwick. International Institute for Transportation and Ocean Policy Studies, Halifax (Nouvelle-Écosse). 320 pp.

Wells, P.G. et J. Gratwick. 1988. Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings. February 29-March 3, 1988. International Institute for Transportation

and Ocean Policy Studies (Nouvelle-Écosse), Canada. 320 pp.

Western Australia Department of Conservation and Environment. 1981. Water quality criteria for marine and estuarine waters of Western Australia. Report of the Working Group established by the Environmental Protection Authority. Bull. No. 103. Perth, Western Australia.

Willingham, T.W. 1988. Using *in situ* bioassays as a basis for the development of site–specific water quality criteria. *Dans* Proceedings of the Canada - British Columbia Workshop on Water Quality Guidelines and Objectives: Focus on the Fraser, éd. D.D. MacDonald. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Vancouver (Colombie-Britannique). 151 pp.

Annexe A

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – protection de la vie aquatique : variables générales

Tableau A-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – protection de la vie aquatique : variables générales

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Aspects esthétiques	Descriptive	WBA	Les eaux doivent être : a) libres de substances qui peuvent se décanter et former des dépôts de boues putrides ou désagréables; b) exemptes de débris flottants, d'huiles, de graisses, d'écume, de mousse et d'autres matières flottantes en quantités pouvant être désagréables à l'oeil ou autrement; c) exemptes de matières qui produisent des couleurs, des odeurs, de la turbidité ou d'autres conditions à un degré qui offusque la vue ou est désagréable; classes 2 et 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Atténuation de la lumière	10 %	WBA	Réduction maximale. Les effets combinés de la turbidité et de la couleur ne doivent pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique, par rapport à la valeur naturelle saisonnière; classe 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	50 %	WBA	Réduction maximale. Les effets combinés de la turbidité et de la couleur ne doivent pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique, par rapport à la valeur naturelle saisonnière; classe 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Barrières	Descriptive	WBA	On ne doit construire aucune barrière, on ne doit ajouter aucune substance ni faire aucune altération à l'environnement marin ou estuarien qui nuise au déplacement normal et à la migration des poissons et autres organismes aquatiques, qui perturbe leurs populations ou qui provoque des modifications au déplacement normal des eaux pouvant avoir des effets négatifs sur ces populations; classes 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Coliformes fécaux	14 NPP/100 mL		Maximum; moyenne géométrique; préoccupations pour la santé des humains (huîtres, moules, palourdes).	Canada	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	14 NPP/100 mL		Maximum; moyenne géométrique; préoccupations pour la santé des humains (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990

NPP = nombre le plus probable
UNT = unité néphélémétrique de turbidité
TTA = méthode toxicologique théorique
WBA = méthode des concentrations naturelles dans l'eau
ppt = partie par trillion (américain)

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Coliformes fécaux (suite)	14 NPP/100 mL		Maximum; moyenne géométrique; classes AA et A(2).	Washington	Washington State 1988
	43 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; préoccupations pour la santé des humains (huîtres, moules, palourdes).	Canada	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	43 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; préoccupations pour la santé des humains (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	43 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; classes AA et A(2).	Washington	Washington State 1988
	88 NPP/100 mL		Maximum; médiane ou moyenne géométrique; zone réservée pour la purification contrôlée des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	Canada	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	88 NPP/100 mL		Maximum; médiane ou moyenne géométriqué; zone réservée pour la purification contrôlée des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	100 NPP/100 mL		Maximum; moyenne géométrique; classe B(2).	Washington	Washington State 1988
	200 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; classe B(2).	Washington	Washington State 1988
	200 NPP/100 mL		Concentration maximale; moyenne logarithmique; eaux estuariennes autres que les zones de croissance des crustacés (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	200 NPP/100 mL		Maximum; moyenne géométrique; classe C(2).	Washington	Washington State 1988
	260 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; zone réservée pour la purification contrôlée des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	Canada	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	260 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; zone réservée pour la purification contrôlée des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	300/100 mL		Valeur maximale dans la chair, et dans la chair ou le fluide intervalvulaire.	Méditerranée	Organisation mondiale de la santé 1985

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Coliformes fécaux (suite)	400 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; eaux estuariennes autres que les zones de croissance des crustacés (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	400 NPP/100 mL		Maximum; 90e percentile; classe C(2).	Washington	Washington State 1988
Coliformes totaux	70 NPP/100mL		Maximum; médiane ou moyenne géométrique; zone de croissance autorisée pour la pêche des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	70 NPP/100mL		Concentration maximale; médiane; dans toutes les zones où l'on fait la pêche des crustacés.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	230 NPP/100mL		Maximum; 90e percentile; zone de croissance autorisée pour la pêche des crustacés (huîtres, moules, palourdes).	États-Unis	Programme national de contrôle de la salubrité des mollusques et crustacés 1990
	230 NPP/100mL		Maximum; 90e percentile; dans toutes les zones de pêche des crustacés.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	1000 NPP/100 mL		Nombre maximal total de groupes; pour la protection de la vie aquatique comme la brème de mer rouge, la queue jaune, les algues, le mulet gris, le varech comestible, etc., et la conservation des autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environment Agency 1987
Couleur	50 unités		S'applique aux zones de crustacés.	Colombie-Britannique	Pommen 1989
	50 unités	WBA	Réduction maximale pour les eaux non visées par une norme établie; la couleur ou la couleur apparente ne doit pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	50 unités		Alimentation en eau pour l'aquiculture.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	10 %	WBA	Réduction maximale par rapport à la norme saisonnière établie; la couleur ou la couleur apparente ne doit pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Couleur (suite)	Descriptive	WBA	Les eaux rejetées ne doivent pas causer de décoloration désagréable à la vue.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	Descriptive	WBA	La turbidité ne doit pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité synthétique de plus de 10 % par rapport à la norme saisonnière établie.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Demande chimique d'oxygène	2 $mg \cdot L^{-1}$		Valeur maximale; pour la protection de la vie aquatique comme la brème de mer rouge, la queue jaune et les algues, et pour la conservation des autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	3 $mg \cdot L^{-1}$		Valeur maximale; pour la protection de la vie aquatique, comme le muge gris, le varech comestible, etc.	Japon	Japan Environment Agency 1987
Détritus flottants et submergés	Descriptive	WBA	Il ne doit y avoir aucun matériau qui peut, directement ou indirectement, avoir un effet nuisible sur les organismes aquatiques; classe 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Effluents des usines de pâtes et papiers	Descriptive	TTA	La concentration doit être inférieure à 0,5 % de la CL_{50}-96 h pour les effluents des usines de pâtes et papiers; rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat; pour protéger les salmonidés (4,6).	C.-B.	Warrington 1987
Gaz dissous, total	110 %		Valeur maximale; ne doit pas dépasser ce pourcentage de saturation en tout point de prélèvement des échantillons; classes AA, A et B(2)	Washington	Washington State 1988
	110 %	WBA	Valeur maximale; ne doit pas dépasser ce pourcentage de saturation en tout point de prélèvement des échantillons; eau d'alimentation pour l'aquiculture.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	110 %		Pourcentage de saturation maximale; pour protéger la vie aquatique, aux pressions atmosphériques et hydrostatiques existantes.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Généralités	Descriptive	TTA	Si on connaît des espèces ou des composants individuels dans l'écosystème dont les niveaux de tolérance sont inférieurs à ceux indiqués pour tout critère, on utilisera alors ces niveaux pour l'élaboration des recommandations à l'égard de la qualité de l'eau; classe 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Généralités (suite)	Concentrations ambiantes	WBA	Les paramètres de qualité de l'eau doivent être maintenus aux valeurs primitives ou ambiantes là où cela est applicable; l'activité humaine ne doit pas modifier de quelque façon que ce soit les eaux; valeurs basées sur des données couvrant une période de temps aussi longue que possible, et d'au moins trois ans; classe 1(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Huiles, graisses	Descriptive		Les eaux de surface doivent être à toute fin pratique exemptes d'huiles flottantes non pétrolières, d'origine végétale ou animale, et d'huiles pétrolières.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	Descriptive	TTA	Ne doit pas dépasser 0,01 fois la plus faible CL_{50}-96 h obtenue en milieu à circulation continue, pour plusieurs espèces marines importantes, chacune ayant démontré une forte susceptibilité aux huiles et aux produits pétrochimiques.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	Descriptive		Ne devraient pas être visibles.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	Descriptive	TTA	Ne doit pas dépasser 0,01 fois la CL_{50}-96 h obtenue en milieu à circulation continue; ou si cette valeur n'est pas disponible, la CL_{50}-96 h en milieu statique pour les espèces en cause; aquiculture.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Matières décantables	Descriptive	WBA	Les apports non naturels de matières pouvant se décanter ne doivent pas provoquer la formation de dépôts nuisibles pour les organismes aquatiques; classes 2 et 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Oxygène dissous (OD)	0,2 $mg \cdot L^{-1}$	WBA	Modification maximale par rapport aux conditions naturelles, due à l'activité humaine.	Washington	Washington State 1988
	2,0 $mg \cdot L^{-1}$		Valeur minimale; pour la conservation de l'environnement.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	4,0 $mg \cdot L^{-1}$		Valeur minimale; sous 1 m; dans les eaux côtières, sauf là où les conditions naturelles causent une diminution de cette valeur.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	4,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe C(2).	Washington	Washington State 1988

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Oxygène dissous (OD) (suite)	4,3 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe B(2).	Washington	Washington State 1988
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum pour une durée jusqu'à 6 h; classe 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; dans les estuaires et les affluents à marées.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; protection des pêches de classe 2.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	5,7 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum pour une durée jusqu'à 6 h; classe 2(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	6,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe A(2).	Washington	Washington State 1988
	6,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; jusqu'à une profondeur de 1 m; dans les eaux côtières, sauf là où les conditions naturelles causent une diminution de cette valeur.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	6,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; eaux estuariennes à l'extérieur des zones d'advection verticale naturellement déficientes en OD (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	6,5 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; niveau modéré de protection; espèces anadromes, y compris les salmonidés.	C.-B.	Pommen 1989
	6,5 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; baie Boundary (4).	C.-B.	Swain et Holms 1988
	6,75 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; niveau modéré de protection; espèces non anadromes.	C.-B.	Pommen 1989
	7,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; classe AA(2).	Washington	Washington State 1988

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Oxygène dissous (OD) (suite)	7,5 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; protection des pêches de classe 1.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	7,75 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; fleuve Fraser, y compris les bras Main Stem, North, Middle et Main (4).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	7,8 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; rivière Kitimat en aval de la sortie des égouts du district de Kitimat (4).	C.-B.	Warrington 1987
	8,75 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; niveau élevé de protection; espèces non anadromes.	C.-B.	Pommen 1989
	9,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; niveau élevé de protection; espèces anadromes, y compris les salmonidés.	C.-B.	Pommen 1989
	9,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; bancs Sturgeon et Roberts (4).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	9,0 $mg \cdot L^{-1}$		Minimum; baie Boundary; représente un objectif à long terme (4).	C.-B.	Swain et Holms 1988
	17 $mg \cdot L^{-1}$		Maximum; jusqu'à une profondeur de 1 m; dans les eaux côtières, sauf là où les conditions naturelles causent une diminution de cette valeur.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	< concentration de saturation		Eaux marines; à l'extérieur des zones d'advection verticale naturellement déficientes en OD (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	10 %	WBA	Réduction maximale à partir des valeurs naturelles, résultat de l'évacuation de déchets nécessitant de l'oxygène.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	>70 % de saturation		Moyenne; obligatoire pour les zones de crustacés; échantillonnage mensuel; là où on suspecte des variations quotidiennes importantes, il faut prélever au moins deux échantillons par jour.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
pH (unité)	0,2 unité	WBA	Écart maximal par rapport aux valeurs naturelles.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	6,0–9,0	WBA	Protection de classe 2, pour les eaux dont la salinité est inférieure à 5 ppt, pas d'écart supérieur à 0,5 par rapport à la normale; protection pour la classe 3, pas d'écart supérieur à 1,0 par rapport à la normale (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
pH (unité) (suite)	6,5–8,5			C.-B.	Pommen 1989
	6,5–8,5		Fleuve Fraser, y compris les bras Main Stem, North, Middle et Main (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	6,5–8,5		Eaux estuariennes (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	6,5–8,5	WBA	Ne doit pas varier de plus de 0,1 unité de pH par rapport aux valeurs naturelles; l'écart de pH, pour les eaux qui sont naturellement à l'extérieur de la plage indiquée, doit être en direction de cette plage.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	6,5–8,5	WBA	Protection de classe 2, pas d'écart supérieur à 0,2 unité par rapport à la normale; protection de classe 3, pas d'écart supérieur à 0,5 unité par rapport à la normale (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	6,5–9,0		Rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat (4).	C.-B.	Warrington 1987
	6,5–9,0	WBA	Classe C, avec un écart anthropique inférieur de 0,5 unité (2).	Washington	Washington State 1988
	7,0–8,3		Conservation de l'environnement.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	7,0–8,5		Eaux marines (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	7,0–8,5	WBA	Avec un écart anthropique inférieur à 0,2 unité pour la classe AA; écart inférieur à 0,5 unité pour les classes A et B(2).	Washington	Washington State 1988
	7,0–9,0		Obligatoire pour les eaux à crustacés; échantillonnage trimestriel.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	7,8–8,3		Protection des pêches de classes 1 et 2.	Japon	Japan Environment Agency 1987
Rapport ionique	Descriptive	WBA	Les rapports des principaux ions ne doivent pas être modifiés de façon telle que les utilisations avantageuses en soient perturbées; classes 2 et 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Résidus	Descriptive		Ne doivent pas, seuls ou combinés à d'autres substances ou déchets, causer : a) des modifications de l'eau de sorte qu'elle ne soit ni sûre, ni appropriée pour les utilisations envisagées; b) des effets nuisibles sur les niveaux de traitement établis pour l'alimentation en eau; c) une pellicule, un miroitement, ou une décoloration à la surface des eaux ou du rivage adjacent; d) la lixiviation de substances toxiques ou délétères; ou e) le dépôt d'une boue, de solides ou d'une émulsion sous ou sur la surface de l'eau, dans l'eau même, au fond ou sur les rivages adjacents; aquiculture, conditionnement des poissons et fruits de mer, et pêches de mollusques ou autre vie aquatique.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive		Les particules flottantes ne doivent pas être visibles; la vitesse de sédimentation des solides inertes et leurs caractéristiques dans les sédiments océaniques ne doivent pas subir de modifications qui pourraient nuire aux communautés benthiques.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
Salinité	10 %	WBA	Modification maximale; $g \cdot L^{-1}$ de NaCl ou l'équivalent; milieu estuarien; valeur maximale de 6 % pour les marais de sauvagine; au-delà de cette limite, la végétation souffre.	C.-B.	Pommen 1989
	1 $g \cdot L^{-1}$	WBA	Modifications maximales en 24 h pour les communautés estuariennes et marines; salinité naturelle de 0–3,5 ppt.	C.-B.	Pommen 1989
	2 $g \cdot L^{-1}$	WBA	Modifications maximales en 24 h pour les communautés estuariennes et marines; salinité naturelle de 3,5–13,5 ppt.	C.-B.	Pommen 1989
	4 $g \cdot L^{-1}$	WBA	Modifications maximales en 24 h pour les communautés estuariennes et marines; salinité naturelle de 13,5–35 ppt.	C.-B.	Pommen 1989
	1 ppt	WBA	Variation anthropique maximale admissible, en sus de la salinité naturelle de 0–3,5 ppt.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	2 ppt	WBA	Variation anthropique maximale admissible, en sus de la salinité naturelle de 3,5–13,5 ppt.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	4 ppt	WBA	Variation anthropique maximale admissible, en sus de la salinité naturelle de 13,5–35 ppt.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Salinité (suite)	12–38 ppt		Recommandation; échantillonnage mensuel.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	<40 ppt	WBA	Obligatoire; les effluents se déversant dans les eaux à crustacés ne doivent pas provoquer une augmentation de leur salinité de plus de 10 % par rapport à la salinité des eaux qui ne sont pas perturbées de la sorte.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive	WBA	Modification maximale; les perturbations anthropiques ne doivent pas modifier la salinité moyenne saisonnière, mesurée de préférence pendant au moins cinq ans, de plus de 0,25 écart-type, ni changer la salinité au-delà de la plage enregistrée pendant cette période; classes 2 et 3(1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Sédimentation du substrat	0	WBA	Pas d'augmentation importante, limite de confiance de 95 %; pour le frai des salmonidés; matière particulaire <3 mm de diamètre.	C.-B.	Pommen 1989
	0		Pour la mariculture; matière particulaire.	C.-B.	Pommen 1989
Solides en suspension	10 $mg \cdot L^{-1}$	WBA	Maximum; résidus non filtrables; niveau naturel inférieur à 100 $mg \cdot L^{-1}$; causes anthropiques.	C.-B.	Pommen 1989
	80 $mg \cdot L^{-1}$	WBA	Maximum; la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique ne doit pas être réduite de plus de 10 % (classe 2) ou de plus de 20 % (classe 3) par rapport à la norme saisonnière naturelle (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	10 %	WBA	Maximum; résidus non filtrables; niveau naturel inférieur à 100 $mg \cdot L^{-1}$; causes anthropiques.	C.-B.	Pommen 1989
	Descriptive	WBA	Les solides décantables et en suspension ne doivent pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique de plus de 10 % par rapport à la norme saisonnière établie.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Température	0 °C	WBA	Pas d'augmentation appréciable au-dessus des températures naturelles; les températures de l'eau ne doivent pas être modifiées à un point causant ou pouvant vraisemblablement causer un effet nuisible sur la vie aquatique (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Température (suite)	0,5 °C	WBA	Variation maximale par heure; l'amplitude ou la fréquence des régimes quotidiens normaux des températures ne doivent pas être modifiées.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	1 °C	WBA	Variation maximale par rapport à la température naturelle.	C.-B.	Pommen 1989
	1 °C	WBA	Variation maximale de la moyenne hebdomadaire; l'amplitude ou la fréquence des régimes quotidiens normaux des températures ne doivent pas être modifiées.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	1 °C	WBA	Variation maximale de la moyenne hebdomadaire causée par des sources artificielles, pendant toutes les saisons de l'année; les valeurs maximales estivales ne doivent pas être dépassées; l'amplitude ou la fréquence du régime quotidien des températures de la masse d'eau ne doivent pas être modifiées.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	1 °C	WBA	Maximum; au nord du 27e degré sud de latitude; variation acceptable de la température hebdomadaire moyenne de l'eau due à des sources artificielles pendant toutes les saisons de l'année, pourvu qu'aucune valeur individuelle ne dépasse la température estivale maximale enregistrée au cours des cinq années précédentes inclusivement; classe 2 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2 °C	WBA	Maximum; au sud du 27e degré sud de latitude; variation acceptable de la température hebdomadaire moyenne de l'eau due à des sources artificielles pendant toutes les saisons de l'année, pourvu qu'aucune valeur individuelle ne dépasse la température estivale maximale enregistrée au cours des cinq années précédentes inclusivement; classe 2 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2 °C	WBA	Maximum; au nord du 27e degré sud de latitude; variation acceptable de la température hebdomadaire moyenne de l'eau due à des sources artificielles pendant toutes les saisons de l'année, pourvu qu'aucune valeur individuelle ne dépasse de plus de 2 °C la température estivale maximale enregistrée au cours des cinq années précédentes inclusivement; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Température (suite)	2 °C	WBA	Augmentation maximale par rapport aux températures naturelles; directive pour les eaux abritant des crustacés.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	4 °C	WBA	Maximum; au sud du 27e degré sud de latitude; variation acceptable de la température hebdomadaire moyenne de l'eau due à des sources artificielles pendant toutes les saisons de l'année, pourvu qu'aucune valeur individuelle ne dépasse de plus de 2 °C la température estivale maximale enregistrée au cours des cinq années précédentes inclusivement; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	13,0 °C	TTA	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser t = 8/(T-4); classe AA (2,7).	Washington	Washington State 1988
	16,0 °C	TTA	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser t = 12/(T-2); classe A (2,7).	Washington	Washington State 1988
	18 °C–19 °C		Température hebdomadaire maximale pour la protection des salmonidés.	C.-B.	Pommen 1989
	19,0 °C	TTA	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser t = 16/T; classe B (2,7).	Washington	Washington State 1988
	22,0 °C	TTA	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser t = 20/(T+2); classe C (2,7).	Washington	Washington State 1988
Turbidité	5 UNT	WBA	Valeur maximale induite; turbidité naturelle inférieure à 50 UNT.	C.-B.	Pommen 1989
	5 UNT	WBA	Valeur maximale induite; turbidité naturelle inférieure à 50 UNT; classes AA et A (2).	Washington	Washington State 1988
	10 UNT	WBA	Valeur maximale induite; turbidité naturelle inférieure à 50 UNT; classes B et C (2).	Washington	Washington State 1988
	10 %	WBA	Augmentation maximale; concentration naturelle supérieure à 50 UNT; classes AA et A (2).	Washington	Washington State 1988

Tableau A-1. (suite)

Variable	Valeur	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Turbidité (suite)	10 %	WBA	Valeur maximale induite; concentration naturelle supérieure à 50 UNT.	C.-B.	Pommen 1989
	10 %	WBA	Augmentation cumulative maximale de la turbidité naturelle du cours d'eau; en unités de turbidité Jackson (UTJ) mesurées par rapport à un point de contrôle situé juste en aval de l'activité provoquant la turbidité (3).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989b
	10 %	WBA	Réduction maximale de la profondeur du disque de Secchi; ne doit pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	20 %	WBA	Augmentation maximale; turbidité naturelle supérieure à 50 UNT; classes B et C (2).	Washington	Washington State 1988
	Descriptive	WBA	La lumière naturelle ne doit subir aucune réduction appréciable en aucun point à l'extérieur de la zone de dilution initiale à la suite du rejet de déchets.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989

(1) La classe 1 représente une protection maximale pour les écosystèmes, et elle correspond à la qualité d'une eau naturelle ou vierge; les eaux de classe 1 ne doivent recevoir aucun déchet de quelque nature que ce soit, ni être perturbées par des modifications anthropiques dans le bassin des eaux superficielles ou souterraines, ni dans la masse d'eau elle-même.
La classe 2 représente un niveau élevé de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui peuvent se produire seront rapidement assimilés ou absorbés par l'écosystème, sans effets détectables sur les biotes ou la structure de l'écosystème auquel ils appartiennent.
La classe 3 représente un niveau minimal de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui se produisent peuvent modifier le biote actuel, sans toutefois changer la nature du biote indigène au point où celui-ci ne peut plus fonctionner en tant qu'écosystème.

(2) Classe AA = eau de qualité extraordinaire; les eaux de cette classe satisfont de façon constante et uniforme aux exigences pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe A = eau d'excellente qualité; ces eaux satisfont les exigences, ou les dépassent, pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe B = eau de bonne qualité; ces eaux satisfont aux exigences pour la plupart des utilisations, ou les dépassent.
Classe C = eau de qualité moyenne; ces eaux satisfont aux exigences, ou les dépassent, pour certaines utilisations essentielles.

(3) Comprend les bassins suivants : North Coast-Lower Columbia, Mid Coast, Umpqua, South Coast et Rogue.

(4) Les objectifs s'appliquent à des échantillons discrets provenant de toutes les parties des masses d'eau, sauf de la zone de dilution initiale des effluents. Par zones de dilution initiale, on entend une zone s'étendant jusqu'à 100 m en aval (ou en amont dans le cas du fleuve Fraser, au moment de l'inversion des marées) à partir d'un exutoire, et couvrant au plus 25 % (50 % pour la rivière Kitimat) de la largeur du cours d'eau autour de l'exutoire, du lit jusqu'à la surface du cours d'eau. Dans le cas des eaux marines, on entend par zones de dilution initiale une zone s'étendant sur 100 m horizontalement dans toutes les directions, mais ne couvrant pas plus de 25 % de la largeur de la masse d'eau. De plus, le port de Kitimat est défini comme étant une zone de dilution initiale.

(5) Les mesures peuvent être faites sur place, mais elles doivent être confirmées en laboratoire si les concentrations sont supérieures aux objectifs.

(6) On calcule la concentration, en pourcentage, des effluents d'une usine de pâtes dans la rivière en divisant 100 par le rapport de dilution de l'effluent. On calcule ce rapport de dilution en divisant la concentration de sodium dans l'effluent par l'augmentation de la quantité de sodium entre des sites en aval et en amont de l'exutoire. Après le mélange complet de l'effluent, on peut aussi calculer le rapport de dilution en divisant le débit de la rivière par le débit de l'effluent.

(7) Une augmentation de température de 0,3 °C sera autorisée lorsque les conditions naturelles dépassent la valeur maximale indiquée. Aux fins de la présente annexe, la valeur «t» représente l'augmentation maximale admissible de température mesurée à la limite d'une zone de dilution, et la valeur «T» représente la température naturelle mesurée en un ou plusieurs points non perturbés par l'effluent, et représentative de la température ambiante maximale de l'eau à proximité de l'exutoire. Ceci vaut pour les classes AA, A et B, pourvu que l'augmentation de température due à des activités non ponctuelles ne soit pas supérieure à 2,8 °C.

Annexe B

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – protection de la vie aquatique : variables chimiques

Tableau B-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – protection de la vie aquatique : variables chimiques

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Acénaphtène	710	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	970	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Acroléine	55	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Aldrine	0,003	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	1,3	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Aldrine/dieldrine	0,0019	TTA	Critère de tox. chron. marine (2); la somme des concentrations d'aldrine et de dieldrine est comparée au niveau de dieldrine.	Washington	Washington State 1988
	0,71	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2); la somme des concentrations d'aldrine et de dieldrine est comparée au niveau de dieldrine.	Washington	Washington State 1988
Aluminium, total	20 %	WBA	Augmentation maximale; bras de la Kitimat (3,4).	C.-B.	Warrington 1987
Ammoniac, niveau de N total, non ionisé	7	TTA	Moyenne : bras North, Middle et Main du fleuve Fraser; bancs Sturgeon et Roberts (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	30	TTA	Valeur maximale; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser; bancs Sturgeon et Roberts (4,5).	C.-B	Swain et Holms 1985

BHC = hexachlorure de benzène
DDE = dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT = dichlorodiphényltrichloroéthane
NMEO = niveau minimal produisant un effet observé
HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques
PCB = polychlorobiphényles
SBA = méthode des essais biologiques avec dopage
TDE = tétrachlorodiphényléthane
TTA = méthode toxicologique théorique
WBA = méthode des concentrations naturelles dans l'eau
• À moins d'indication contraire

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Ammoniac, niveau de N total, non ionisé (suite)	600	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	1000	TTA	Moyenne (4,5).	C.-B.	Pommen 1989
	1000	TTA	Moyenne; bras de la Kitimat (4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	2000	TTA	Valeur maximale; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2500	TTA	Conc. max. (4,5).	C.-B.	Pommen 1989
	2500	TTA	Valeur maximale; bras de la Kitimat (4,5).	C.-B.	Warrington 1987
Antimoine, total	200	TTA	Critère dangereux.	C.-B.	Pommen 1989
Argent	0,45	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environmente 1981
	2,3	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	2,3	TTA	Conc. max.; toutefois, faire preuve de prudence, car on ne possède pas de données sur la toxicité chronique pour les espèces marines sensibles.	C.-B.	Pommen 1989
	4,5	TTA	80e percentile; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	10	TTA	Conc. max. en tout temps; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Arsenic	8	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	25			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Arsenic (suite)	80	TTA	80e percentile: classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	500	TAA	Valeur maximale de toutes mesures en tout temps: classes 2 et 3 (1).	Australia O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Arsenic (penta)	13	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	2319	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Arsenic (tri)	36	TTA	Totale; moyenne sur quatre jours; à partir du critère de tox. chron. marine.	C.-B.	Pommen 1989
	36	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	69	TTA	Totale; moyenne sur une heure; à partir du critère de tox. aiguë marine.	C.-B.	Pommen 1989
	69	TTA	Critère de tox. aiguë marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Azinphos-méthyl	0,01	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Baryum, total	500	TTA	Risque minimal.	C.-B.	Pommen 1989
	1000	TTA	Danger.	C.-B.	Pommen 1989
Benzène	700	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	5100	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Benzènes chlorés	129	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	160	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO	États-Unis	U.S. EPA 1987
Béryllium, total	100	TTA	Risque minimal.	C.-B.	Pommen 1989
	1500	TTA	Danger.	C.-B.	Pommen 1989
BHC	0,34	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Bore, total	5000	WBA	Conc. max.; l'eau de mer contient 4500 $\mu g \cdot L^{-1}$	C.-B.	Pommen 1989
Cadmium	0,5	TTA	Eaux territoriales et eaux côtières nationales; valeur déterminée par le réseau national et signalée à la Commission (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	1	TTA	Eaux estuariennes; valeur déterminée par le réseau national et signalée à la Commission (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	2,5	TTA	Eaux territoriales et eaux côtières nationales; exigences minimales pour protéger la vie aquatique (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	3	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5	TTA	Eaux estuariennes; exigences minimales pour protéger la vie aquatique (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	8	TTA	Valeur maximale pour toutes les mesures; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	9	TTA	Moyenne sur quatre jours; d'après le critère de tox. chron. marine.	C.-B.	Pommen 1989
	9,3	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	43	TTA	Moyenne sur une heure; d'après le critère de tox. aiguë marine.	C.-B.	Pommen 1989
	43	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Camphéchlore	0,005		Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Chlordane	0,004	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,004	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Chlordane (suite)	0,09	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Chlore	2		Résidu total; bras Main du fleuve Fraser, bancs Sturgeon et Roberts (4,8).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	2		Pour la protection des salmonidés.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	2	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	3		Concentration moyenne d'oxydants produits par le chlore dans les eaux marines et estuariennes.	C.-B.	Pommen 1989
	7,5	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	10			Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	13	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Chlorophénols	0,2	WBA	Conc. max. dans l'eau; fleuve Fraser, y compris les bras Main Stem, North, Middle et Main (4,9).	C.-B.	Swain et Holms 1985
4-Chlorophénol	29 700	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Chlorpyriphos	0,0056	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Chrome, total	2	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	7	TTA	Valeur maximale pour une seule lecture; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	15			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985
Chrome (hexa), total	50	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	50	TTA	Totale; moyenne sur quatre jours; d'après le critère de tox. chron. marine.	C.-B.	Pommen 1989

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Chrome (hexa), total (suite)	1100	TTA	Totale; moyenne sur une heure; d'après le critère de tox. aiguë marine.	C.-B.	Pommen 1989
	1100	TTA	Critère de tox. aiguë marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Chrome (tri)	10 300	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Composés phénoliques	300	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Cuivre	2	TTA/WBA	Conc. max.; total; protection de la vie marine et estuarienne; bras de la Kitimat (3,4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	2	TTA/WBA	Totale; moyenne sur 30 jours; la forme de cuivre peut être modifiée lorsqu'on possède des données détaillées sur ses formes biodisponibles.	C.-B.	Pommen 1989
	2,9	TTA	Critère de tox. aiguë marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	2,9	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	3	TTA/WBA	Moyenne; total; pour une dureté < 35 $mg \cdot L^{-1}$; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	3	TTA/WBA	Conc. max.; total; protection de la vie marine et estuarienne; bras de la Kitimat (3,4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	3	TTA/WBA	Conc. max.; total; la forme de cuivre peut être modifiée lorsqu'on possède les données détaillées sur ses formes biodisponibles.	C.-B.	Pommen 1989
	4	TTA/WBA	Moyenne; total; pour une dureté > 35 $mg \cdot L^{-1}$; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	4	TTA/WBA	Conc. max.; total; ou augmentation maximale de 20 %, on utilise la plus grande des deux valeurs; pour une dureté < 35 $mg \cdot L^{-1}$; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	5	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Cuivre (suite)	5			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985
	6	TTA/WBA	Conc. max.: total; ou augmentation maximale de 20 %, on utilise la plus grande des deux valeurs; pour une dureté > 35 $mg \cdot L^{-1}$; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	40	TTA	Conc. max. pour une seule lecture; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	20 %	WBA	Aug. max. par rapport à la concentration naturelle; bras de la Kitimat (3,4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	Descriptive	WBA	Si les niveaux naturels sont supérieurs au niveau prescrit pour la vie aquatique, l'augmentation de cuivre totale au-dessus des niveaux naturels qui sera autorisée, le cas échéant, sera calculée d'après des données particulières à la région.	C.-B.	Pommen 1989
Cyanure	1	TTA	Critère de tox. aiguë marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	1	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	1	TTA	Bras de la Kitimat; dissociable dans un acide faible (4,10).	C.-B.	Warrington 1987
	1	TTA	Conc. max. en tout temps; eau non filtrée; dissociable dans un acide faible.	C.-B.	Pommen 1989
	5	TTA	Moyenne sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	10	TTA	Conc. max.; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
DDE (métabolite du DDT)	14	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
DDT	0,001	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
DDT (suite)	0,001	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,13	TTA	Critère de tox. aiguë marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	10	TTA	p,p'-DDT (6,11)	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	25	TTA	Total (6,11)	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Déméton	01	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Dichlorobenzènes	1970	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
1,2-dichloroéthane	113 000	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Dichloroéthylènes	224 000	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
2-4-dichlorophénoxy acétique	4	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Dichloropropane	3040	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	10 300	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Dichloropropène	790	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Dieldrine	0,0019	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,003	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,71	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Dinitrotoluène	370	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	590	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Endosulfan	0,001	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Endosulfan (suite)	0,0087	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,034	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Endrine	0,0023	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,004	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,037	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Esters de phtalate	3,4	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	2944	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Éthanes pentachlorés	281	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	390	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Éthylbenzène	430	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Fer	50		Risque minimal (12).	C.-B.	Pommen 1989
	300		Danger (12).	C.-B.	Pommen 1989
	300		Bras de la Kitimat (4).	C.-B.	Warrington 1987
Fluoranthène	16	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	40	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Fluorure	1500	WBA	Bras de la Kitimat (4).	C.-B.	Warrington 1987
	1500	WBA	L'eau de mer en contient 800 – 1400 $\mu g \cdot L^{-1}$	C.-B.	Pommen 1989
	2000	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Fluorure (suite)	10 000	TTA	Conc. max.; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Généralités	Descriptive	TTA	La concentration des substances individuelles ou combinées ne doit pas dépasser 0,01 fois la plus faible CL_{50}-96 h mesurée pour les stades d'évolution des espèces identifiées par le Département comme étant les plus sensibles et les plus importantes du point de vue biologique pour l'endroit en cause, et cette concentration ne doit pas dépasser les critères cités dans les «Quality Criteria for Water» de la EPA ou les «Alaska Drinking Water Standards», la moindre de ces concentrations s'appliquant.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Guthion	0,01	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Halométhanes	6400	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	12 000	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
HAP	300	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Heptachlore	0,001	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,0036	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,053	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Hexachlorobutadiène	32	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Hexachlorocyclo-hexane (Lindane)	0,004	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,020		Eaux estuariennes et eaux marines territoriales; exigences minimales pour protéger la vie aquatique (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	0,16	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Hexachlorocyclo-pentadiène	7	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Hexachloroéthane	940	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Hydrocarbures aromatiques	1	TTA	Conc. max.; classes 2 et 3 (1).	Australia O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	10	TTA/SBA	Ou 0,01 de la plus faible valeur CL_{50}-96 h mesurée dans un milieu à circulation continue pour les stades de vie des espèces identifiées par le Département comme étant les espèces les plus sensibles et biologiquement les plus importantes à un endroit donné; on utilisera la plus faible des deux concentrations.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Hydrocarbures, total	10	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	15	TTA	Ou 0,01 fois la plus faible CL_{50}-96 h mesurée dans un milieu à circulation continue pour les stades d'évolution des espèces identifiées par le Département comme étant les plus sensibles ou les plus importantes du point de vue biologique en un endroit donné, la plus faible de ces concentrations s'appliquant.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Isophorone	12 900	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Malathion	0,1	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Maldison	0,1	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Manganèse	20		Total; risque minimal (13).	C.-B.	Pommen 1989
	100		Danger (13).	C.-B.	Pommen 1989
Mercure	0,02	TTA	Moyenne sur 30 jours; mercure total (5).	C.-B.	Pommen 1989

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Mercure (suite)	0,025	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,14	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,3	TTA	Eaux maritimes territoriales et eaux côtières internes; mercure élémentaire et ses composés (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	0,5	TTA	Eaux estuariennes; mercure élémentaire et ses composés (6).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	1,4	TTA	80e percentile; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2	TTA	Conc. max.; mercure total (5).	C.-B.	Pommen 1989
	2,1	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	3	TTA	Conc. max. en tout temps; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Méthoxychlore	0,03	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,03	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Mirex	0,001	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Naphtalène	2350	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Naphtalènes chlorés	7,5	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Nickel	8,3		Moyenne sur quatre jours.	C.-B.	Pommen 1989
	8,3	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	20	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)[a]	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Nickel (suite)	30			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985
	75		Conc. max.	C.-B.	Pommen 1989
	75	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	200	TTA	80e percentile; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	450	TTA	Conc. max. en tout temps; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Nitrite-N	20	TTA	Moyenne; rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat (4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	60	TTA	Moyenne; rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat (4,5).	C.-B.	Warrington 1987
Nitrobenzène	6680	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Nitrophénols	4850	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Nitrosamines	3 300 000	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Nutriments et autres biostimulants	Descriptive		La charge dans les eaux réceptrices ne doit pas causer la croissance excessive ou nuisible des algues et autres plantes aquatiques, ni réduire de façon dangereuse les concentrations d'oxygène dissous dans ces eaux; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	Descriptive		Ne doit pas causer de croissance de plantes aquatiques désagréables, ni dégrader le biote indigène.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
Parathion	0,04	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
PCB	0,001	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	0,001	TTA	Conc. max. dans l'eau.	C.-B.	Pommen 1989

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
PCB (suite)	0,03	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	10	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Pentachlorophénol	2	TTA	2,3,4,5,6-pentachloro-1-hydroxybenzène et ses sels (6,14).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	7,9	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	13	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
Pesticides, autres	Descriptive	TTA	0,01 de la CL_{50}-96 h; pour des espèces testées choisies; conc. max.; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Phénol	1	TTA	Conc. max., pour prévenir l'altération de la chair des poissons; effets toxiques minimaux produits par des CL_{50}-27 sur les oeufs et les larves de la truite arc-en-ciel, à 70 $\mu g \cdot L^{-1}$ de bétanaphthol et 120 $\mu g \cdot L^{-1}$ de phénol.	C.-B.	Pommen 1989
	5800	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Phosphore élémentaire	0,1	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Plomb	2	TTA	Total; moyenne sur 30 jours (5).	C.-B.	Pommen 1989
	3	TTA	Total; 80e percentile (5).	C.-B.	Pommen 1989
	3	TTA	Moyenne; total; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	5,6	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	8	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	9	TTA	Moyenne; bras de la Kitimat (3,4,5).	C.-B.	Warrington 1987
	10	TTA	Conc. max.; total; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	25			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)[a]	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Plomb (suite)	80	TTA	80e percentile; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	140	TTA	Conc. max.; total (5).	C.-B.	Pommen 1989
	140	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	200	TTA	Conc. max. en tout temps; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	220	TTA/WBA	Conc. max., ou augmentation maximale de 20 %, la valeur la plus grande s'appliquant; bras de la Kitimat (3,4,5).	C.-B.	Warrington 1987
Sélénium	54	TTA	Moyenne sur 24 h; d'après le critère de tox. chron. marine; toutefois, faire preuve de prudence, car ce critère semble élevé.	C.-B.	Pommen 1989
	54	TTA	Critère de tox. chron. marine (2).	Washington	Washington State 1988
	71	TTA	Critères de tox. chron. marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	300	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	410	TTA	Critère de tox. aiguë marine (2).	Washington	Washington State 1988
	410	TTA	Conc. max.; d'après le critère de tox. aiguë marine; toutefois, faire preuve de prudence, car ce critère semble élevé.	C.-B.	Pommen 1989
Substances radioactives	Descriptive	TTA	Ne doivent pas être présentes en concentrations nocives pour la vie humaine, végétale, animale ou aquatique, et provoquer l'accumulation de substances radioactives dans la chaîne alimentaire à un degré présentant un danger pour la vie humaine, végétale, animale ou aquatique; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	Descriptive		Les déchets radioactifs rejetés ne doivent pas dégrader la vie marine.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)[a]	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Substances toxiques, autres	Descriptiv	TTA/WBA	Les concentrations de matières toxiques, radioactives ou nocives doivent être inférieures à celles pouvant nuire aux utilisations de l'eau, avoir des effets aigus ou chroniques sur le biote aquatique, ou nuire à la santé du public; de plus, ces substances ne doivent pas être rejetées en concentrations supérieures aux concentrations naturelles; classes AA, A, B et C (15).	Washington	Washington State 1988
	Descriptive	TTA	Aucune substance ne doit être présente en quantité supérieure à 0,01 fois la valeur CL_{50}-96 h pour l'organisme testé; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Sulfure sous forme d'hydrogène sulfuré	2	TTA	Critère de tox. chron. marine.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	2		Rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat (4).	C.-B.	Warrington 1987
	2	TTA	Classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2		Non dissocié.	C.-B.	Pommen 1989
TDE (métabolite du DDT)	3,6	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Tensioactifs	Descriptive	TTA	0,01 de la CL_{50} -96 h pour l'organisme testé; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	9020	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Tétrachloroéthylène	450	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	10 200	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	440	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Tétrachlorure de carbone	12	TTA	(6)	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Thallium	2130	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Toluène	5000	TTA	Critère de tox. chron. marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	6300	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Toxaphène	0,0002	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	0,21	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
1,1,1-Trichloroéthane	31 200	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Trichloroéthylène	2000	TTA	Critère de tox. aiguë marine; NMEO.	États-Unis	U.S. EPA 1987
Uranium, total	100	TTA	Risque minimal.	C.-B.	Pommen 1989
	500	TAA	Danger	C.-B.	Pommen 1989
Vanadium, total	10 000	TTA	CL_{50}-96 h pour certains poissons marins.	C.-B.	Pommen 1989
Zinc	20	TTA	Médiane sur six mois; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	40			Royaume-Uni	Mance et O'Donnell 1985
	50		Moyenne; total; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	86	TTA	Critère de tox. chron. marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	86	TTA	Moyenne sur quatre jours; zinc total.	C.-B.	Pommen 1989
	95	TTA	Critère de tox. aiguë marine (7).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	95	TTA	Moyenne sur une heure; zinc total.	C.-B.	Pommen 1989

Tableau B-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)*	Méthode	Justification	Authorité	Référence
Zinc (suite)	100	TTA	Conc. max.; total; bras North, Middle et Main du fleuve Fraser (4,5).	C.-B.	Swain et Holms 1985
	200	TTA	Conc. max. en tout temps; classes 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

(1) La classe 1 représente une protection maximale pour les écosystèmes, et elle correspond à la qualité d'une eau naturelle ou vierge; les eaux de classe 1 ne doivent recevoir aucun déchet de quelque nature que ce soit, ni être perturbées par des modifications anthropiques dans le bassin des eaux superficielles ou souterraines, ni dans la masse d'eau elle-même.
La classe 2 représente un niveau élevé de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui peuvent se produire seront rapidement assimilés ou absorbés par l'écosystème, sans effets détectables sur les biotes ou la structure de l'écosystème auquel ils appartiennent.
La classe 3 représente un niveau minimal de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui se produisent peuvent modifier le biote actuel, sans toutefois changer la nature du biote indigène au point où celui-ci ne peut plus fonctionner en tant qu'écosystème.

(2) Critère de toxicité aiguë marine: concentration instantanée qui ne doit pas être dépassée en aucun temps.
Critère de toxicité chronique marine: moyenne sur 24 h qui ne doit pas être dépassée.

(3) L'augmentation est établie par rapport aux concentrations mesurées dans un lieu de référence, ou en amont d'un exutoire ou d'une série d'exutoires, et le plus près possible de ceux-ci, ou dans une partie non perturbée de l'environnement marin. Cette augmentation s'applique aux concentrations mesurées en aval ou dans les parties touchées.

(4) Les objectifs s'appliquent à des échantillons discrets provenant de toutes les parties des masses d'eau, sauf de la zone de dilution initiale des effluents. Par zones de dilution initiale, on entend une zone s'étendant jusqu'à 100 m en aval (ou en amont dans le cas du fleuve Fraser, au moment de l'inversion des marées) à partir d'un exutoire, et couvrant au plus 25 % (50 % pour la rivière Kitimat) de la largeur du cours d'eau autour de l'exutoire, du lit jusqu'à la surface du cours d'eau. Dans le cas des eaux marines, on entend par zones de dilution initiale une zone s'étendant sur 100 m horizontalement dans toutes les directions, mais ne couvrant pas plus de 25 % de la largeur de la masse d'eau. De plus, le port de Kitimat est défini comme étant une zone de dilution initiale.

(5) La moyenne est calculée à partir d'au moins cinq échantillons hebdomadaires prélevés dans une période de 30 jours.

(6) Les objectifs de qualité désignent la moyenne arithmétique des résultats obtenus pendant un an. Les échantillons doivent être prélevés en un point suffisamment près de l'exutoire et être représentatifs de la qualité de l'environnement aquatique dans la zone touchée par les effluents; la fréquence d'échantillonnage doit être suffisamment élevée pour que toute modification de l'environnement aquatique soit détectable, compte tenu des variations naturelles des conditions hydrologiques.

(7) Critère de toxicité aiguë marine: concentration moyenne sur une heure qui ne doit pas être dépassée plus d'une fois tous les trois ans.
Critère de toxicité chronique marine: concentration moyenne sur quatre jours qui ne doit pas être dépassée plus d'une fois tous les trois ans.

(8) Comme l'objectif est inférieur à la concentration détectable minimale, il sera nécessaire d'estimer la concentration dans les eaux réceptrices d'après la charge des effluents et le débit du cours d'eau. Cet objectif s'applique uniquement si les effluents d'égout sont chlorés.

(9) Le terme chlorophénol désigne la somme des tri-, téra- et pentachlorophénols qui peuvent être présents dans l'eau, les sédiments ou les poissons. La valeur maximale ne doit pas être dépassée dans les sédiments de surface au fond prélevés en toute partie du sous-bassin, sauf dans les zones de dilution initiale des effluents. Pour vérifier l'objectif, on utilisera la moyenne des concentrations dans au moins trois échantillons de sédiments identiques prélevés au même endroit. Cet objectif s'applique seulement aux tissus musculaires des poissons, et non aux poissons entiers ou à leurs organes, pour toute espèce de poisson pris dans toute partie du sous-bassin, y compris les zones de dilution initiale des effluents.

Tableau B-1. (suite)

(10) La concentration détectable minimale pour le cyanure est actuellement de 0,005 $mg \cdot L^{-1}$; tant qu'on ne diminuera pas les limites de détection, les mesures inférieures à 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ (sous forme de CN) seront acceptables. Toutefois, les concentrations calculées de cyanure dans les eaux réceptrices ne doivent pas dépasser l'objectif. On devrait également mesurer la concentration de cyanure dissociable par les acides forts afin de vérifier si la photolyse possible des complexes fer–cyanure peut produire des concentrations inacceptables de cyanure dissociable par les acides faibles.

(11) Concentration stable : la concentration de DDT dans l'environnement aquatique, les sédiments et (ou) les mollusques, les crustacés, les poissons ne devrait pas augmenter de façon appréciable avec le temps.
Somme des isomères suivants : 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophényl)éthane; 1,1,1-trichloro-2-(o-chlorophényl)-2-(p-chlorophényl)éthane; 1,1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl)éthylène; et 1,1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophényl)éthane.

(12) Le fer dissous et les précipités de fer sont les formes importantes dont il faut tenir compte. La concentration totale de fer est souvent élevée en raison de la teneur en fer des sédiments en suspension, et elle n'est donc pas aussi importante.

(13) Le manganèse dissous et les précipités de manganèse sont les formes importantes dont il faut tenir compte. La concentration totale de manganèse est souvent élevée en raison de la teneur en manganèse des sédiments en suspension, et elle n'est donc pas aussi importante.

(14) Concentration stable : la concentration de pentachlorophénol dans les sédiments et (ou) les mollusques, les crustacés et les poissons ne devrait pas augmenter de façon appréciable avec le temps.

(15) Classe AA = eau de qualité extraordinaire; les eaux de cette classe satisfont de façon constante et uniforme aux exigences pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe A = eau d'excellente qualité; ces eaux satisfont les exigences, ou les dépassent, pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe B = eau de bonne qualité; ces eaux satisfont aux exigences pour la plupart des utilisations, ou les dépassent.
Classe C = eau de qualité moyenne; ces eaux satisfont aux exigences, ou les dépassent, pour certaines utilisations essentielles.

Annexe C

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables générales

Tableau C-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables générales

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Aspects esthétiques	Descriptive	Toutes les eaux doivent être libres de substances attribuables aux eaux usées ou à d'autres effluents, en quantité qui pourrait nuire à l'existence des formes de vie présentant un intérêt esthétique. Y compris : a) les matières qui peuvent se décanter et former des dépôts inacceptables; b) les matières flottantes, y compris les débris, des huiles ou des écumes; c) des substances produisant des couleurs, des odeurs, des goûts ou une turbidité inacceptables; d) des substances et des conditions, ou une combinaison de celles-ci, en concentrations ayant des effets inacceptables sur la vie aquatique.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	Toutes les eaux doivent être libres de substances attribuables à des eaux usées ou d'autres effluents et qui : a) se décantent en dépôts inacceptables; b) flottent sous forme de débris, d'écumes, d'huiles ou d'autres matières nuisibles; c) produisent des couleurs, des odeurs, des goûts ou une turbidité inacceptables; d) causent des blessures, des effets toxiques ou des réactions physiologiques négatives chez les humains, les animaux ou les plantes; et e) produisent une vie aquatique indésirable ou nuisible.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	Descriptive	Les eaux ne doivent pas être perturbées par la présence de matières ou leurs effets, y compris les matières d'origine naturelle, et qui heurtent les sens de la vue, de l'odorat, du toucher ou du goût; classes AA et A (1).	Washington	Washington State 1988
	Descriptive	Les eaux ne doivent pas être perturbées par la présence de matières dissoutes, en suspension, flottantes ou immergées, d'origine anthropique, et qui nuisent aux utilisations de l'eau ou provoquent l'altération de la chair des espèces comestibles; classe B (1).	Washington	Washington State 1988
Caractéristiques bactériennes	0	Obligatoire; *Salmonella*; eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	0 UFP/L	Obligatoire; entérovirus; eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	2/100 mL	Conc. max.; *Pseudomonas aeruginosa*; contact primaire (2,3).	C.-B.	Pommen 1989

NPP = nombre le plus probable
UNT = unité néphélémétrique de turbidité
UFP = unité de formation-plaque

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Caractéristiques bactériennes (suite)	10/100 mL	Conc. max.; 75e percentile (2); *Pseudomonas aeruginosa*; contact secondaire.	C.-B.	Pommen 1989
	12/100 mL	Conc. max.; densité moyenne géométrique des entérocoques, période de six mois (2); en tout point du littoral; normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	20/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique (2,3); entérocoques; contact primaire.	C.-B.	Pommen 1989
	24/100 mL	Conc. max.; densité moyenne géométrique des entérocoques, période de 30 jours (2); en tout point du littoral; normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	35/100 mL	Conc. max.; densité moyenne géométrique des entérocoques (2); on doit rééchantillonner lorsque la teneur dans un des échantillons dépasse 70 entérocoques par 100 mL (4).	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	35/100 mL	Conc. max.; densité moyenne géométrique des entérocoques (2); baignade à la mer; aucun échantillon ne doit dépasser un seuil de confiance borné d'un côté (5).	États-Unis	U.S. EPA 1987
	100/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique (2); entérocoques; contact secondaire, aspects récréatifs et crustacés.	C.-B.	Pommen 1989
	100 NPP/100 mL	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade; streptocoques fécaux.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive	On recommande d'utiliser l'échantillonnage pour *Pseudomonas aeruginosa* comme paramètre pour l'interprétation des résultats des études sanitaires et microbiologiques.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	L'échantillonnage pour *Staphylococcus aureus* devrait avoir lieu lorsqu'il y a des preuves épidémiologiques ou autres de sa présence dans l'eau, ou afin de déterminer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau, avec une transmission possible de personne à personne du pathogène.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	On recommande d'utiliser l'échantillonnage pour *Salmonella* comme paramètre pour l'interprétation des résultats des études sanitaires et microbiologiques.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Caractéristiques bactériennes (suite)	Descriptive	L'échantillonnage pour *Shigella* devrait avoir lieu lorsqu'il y a des preuves épidémiologiques ou autres de sa présence dans l'eau, ou afin de déterminer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau, avec une transmission possible de personne à personne du pathogène.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	On recommande d'utiliser l'échantillonnage pour *Aeromonas* comme paramètre pour l'interprétation des résultats des études sanitaires et microbiologiques.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	L'échantillonnage pour *Campylobacter jejuni* devrait avoir lieu lorsqu'il y a des preuves épidémiologiques ou autres de sa présence dans l'eau, ou afin de déterminer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau, avec une transmission possible de personne à personne du pathogène.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
Coliformes fécaux (CF) (7)	14 NPP/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique; contact primaire.	Washington	Washington State 1988
	20 CF/100 mL	Conc. max.; moyenne; contact primaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	40 CF/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; contact primaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	43 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; classes AA et A (1).	Washington	Washington State 1988
	50 NPP/100 mL	Conc. min.; médiane; contact secondaire (8).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	100 NPP/100 mL	Conc. max.; 50e percentile; eaux de baignade.	Méditerranée	Organisation mondiale de la santé 1985
	100 NPP/100 mL	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	100 NPP/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique; classe B (1).	Washington	Washington State 1988
	150 NPP/100 mL	Conc. min.; 80e percentile; contact secondaire (8).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Coliformes fécaux (CF)(7)	150 NPP/100 mL	Conc. max.; médiane; contact direct (9).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	200 NPP/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique; contact primaire (2,3,6).	C.-B.	Pommen 1989
	200 CF/100 mL	Conc. max.; moyenne; contact secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	200 NPP/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique (2); normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	200 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; classe B (1).	Washington	Washington State 1988
	200 NPP/100 mL	Conc. max.; moyenne géométrique; classe C (1).	Washington	Washington State 1988
	400 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; contact primaire (2,3,6).	C.-B.	Pommen 1989
	400 CF/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; contact secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	400 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; total des échantillons prélevés pendant toute période de 60 jours; normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	400 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile; classe C (1).	Washington	Washington State 1988
	500 NPP/100 mL	Conc. max.; 80e percentile; contact direct (9).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	1000 NPP/100 mL	Conc. max.; 90e percentile (2); eaux de baignade.	Méditerranée	Organisation mondiale de la santé 1985
	2000 NPP/100 mL	Conc. max.; obligatoire pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Coliformes totaux	500 NPP/100 mL	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	1000 NPP/100 mL	Nombre maximal de groupes de coliformes; baignade; conservation des panoramas et autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environment Agency 1987

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Coliformes totaux (suite)	1000 NPP/100 mL	Conc. max.; 80e percentile; période d'échantillonnage de 30 jours; normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	10 000 NPP/100 mL	Valeur maximale; pour un seul échantillon, vérifier par un rééchantillonnage dans les 48 h; normes de contact avec l'eau.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	10 000 NPP/100 mL	Concentration maximale; obligatoire pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Couleur	15 unités	Souhaitable.	C.-B.	Pommen 1989
	15 unités	Contact par utilisation récréative.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	100 unités	Valeur maximale.	C.-B.	Pommen 1989
	Descriptive	Les eaux de surface doivent être libres de substances produisant une couleur désagréable; utilisation récréative secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	Le rejet de déchets ne doit pas causer de décoloration désagréable à l'oeil à la surface de l'océan.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	Descriptive	Les eaux seront à toute fin pratique libres de substances causant une couleur désagréable du point de vue esthétique.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	Descriptive	Pas de modification anormale de la couleur; obligatoire pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Dangers physiques	Descriptive	Les eaux de baignade et de natation doivent être exemptes de corps immergés et d'autres dangers sous la surface de l'eau; utilisation récréative avec contact direct.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Demande chimique d'oxygène	2 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. max.; baignade; conservation des panoramas et des autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environmental Agency 1987
	8 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. max.; conservation de l'environnement, jusqu'aux limites ne provoquant pas de désagréments pour les personnes dans leur vie quotidienne, y compris lorsqu'elles prennent une marche sur le littoral.	Japan	Japan Environmental Agency 1987
Gaz dissous, total	110 %	La concentration ne doit pas dépasser ce pourcentage de saturation en tout point de collecte des échantillons; contact et utilisation récréative secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Huiles, graisses et hydrocarbures pétroliers	Descriptive	La teneur en huile ou en produits pétrochimiques ne doit pas être telle a) qu'elle forme un film visible ou des reflets ou encore qu'elle colore la surface; b) qu'elle puisse être décelée à l'odeur; c) qu'elle puisse former sur les rives et sur les fonds des dépôts et des sédiments visibles ou décelables à l'odeur.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Non détectable	Par la vue ou l'odeur.	C.-B.	Pommen 1989
	Non visible		Californie	California State Water Resources Control Board 1989
	Descriptive	Ne doivent pas causer la formation d'un film visible, de reflets ni colorer la surface ou le fond de la masse d'eau ou du littoral adjacent; les eaux de surface doivent être, à toutes fins pratiques, exemptes d'huiles flottantes; contact et utilisation récréative secondaires	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Huiles minérales	0,3 mg·L^{-1}	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive	Obligatoire; aucune pellicule ne doit être visible à la surface de l'eau, et il ne doit pas y avoir d'odeur; eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Matières fécales	Descriptive	L'eau des zones de baignade et de natation doit être protégée contre la contamination directe par des matières fécales fraîches d'origine humaine ou produite par des animaux domestiques.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Organismes indésirables	Descriptive	Certains organismes, s'ils sont trop nombreux, peuvent nuire aux baigneurs (p. ex., sangsues, moules, insectes piqueurs, plantes aquatiques flottantes ou pourries, phytoplancton, périphyton et moisissures comme les champignons des égouts); ces organismes devraient être absents des zones réservées à l'aménagement de plages.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
Oxygène dissous (OD)	2,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; pour la baignade (6).	C.-B.	Pommen 1989
	2,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; conservation de l'environnement, jusqu'aux limites ne causant pas de désagrément pour les personnes dans leur vie quotidienne, y compris lorsqu'elles prennent une marche sur le littoral.	Japon	Japan Environment Agency 1987

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Oxygène dissous (OD) (suite)	4,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; sous 1 m de profondeur; sauf lorsque les conditions naturelles provoquent une diminution de cette valeur; pour les eaux côtières; utilisation récréative primaire et secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	4,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; classe C (1).	Washington	Washington State 1988
	5,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; sauf lorsque les conditions naturelles provoquent une diminution de cette valeur; estuaires et affluents à marée; utilisation récréative primaire et secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	5,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; classe B (1)	Washington	Washington State 1988
	6,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; jusqu'à une profondeur de 1 m; sauf lorsque les conditions naturelles provoquent une diminution de cette valeur; pour les eaux côtières; utilisation récréative primaire et secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	6,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; classe A (1).	Washington	Washington State 1988
	7,0 mg·L^{-1}	Conc. min.; classe AA (1).	Washington	Washington State 1988
	7,5 mg·L^{-1}	Conc. min.; baignade et conservation des panoramas et des autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	7,8 mg·L^{-1}	Conc. min.; rivière Kitimat, en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat; contact secondaire par utilisation récréative (6).	C.-B.	Warrington 1987
	80 %–120 %	Saturation; recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive	Lorsque les conditions naturelles comme l'advection verticale causent une diminution de l'OD jusqu'au niveau minimal ou en deçà pour une classe donnée; les teneurs naturelles en OD peuvent être diminuées jusqu'à 0,2 mg·L^{-1} par les activités anthropiques.	Washington	Washington State 1988
Pénétration de la lumière	Descriptive	L'eau doit être suffisamment claire de façon qu'on puisse voir un disque de Secchi à une profondeur minimale de 1,2 m.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	Descriptive	Un disque de Secchi doit être visible à une profondeur de 2 m, sauf dans les zones d'«apprentissage de la natation», où un disque de Secchi doit être visible jusqu'au fond; contact direct.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Pénétration de la lumière (suite)	Descriptive	La lumière naturelle ne doit pas être réduite de façon appréciable en tout point à l'extérieur de la zone de dilution initiale à la suite d'un rejet de déchets.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
pH	5,0–9,0	Acceptable.	C.-B.	Pommen 1989
	5,0–9,0	Recommandation pour les activités récréatives au cours desquelles le corps tout entier entre en contact avec l'eau; pour l'eau ayant un faible pouvoir tampon.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	5,0–9,0	Contact secondaire; si le pH naturel est à l'extérieur de cette plage, on ne doit pas rejeter de substances qui peuvent provoquer une augmentation du pouvoir tampon de l'eau.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	6,0–9,0	Obligatoire pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	6,5–8,3	Souhaitable.	C.-B.	Pommen 1989
	6,5–8,5	Recommandation pour les activités récréatives au cours desquelles le corps tout entier entre en contact avec l'eau.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
	6,5–8,5	Contact primaire; si le pH naturel est à l'extérieur de cette plage, on ne doit pas rejeter de substances qui peuvent provoquer une augmentation du pouvoir tampon de l'eau.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	6,5–8,5	Sauf pour les eaux ayant un faible pouvoir tampon et qui peuvent tolérer une plage de pH entre 5,0 et 9,0.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	6,5–9,0	Rivière Kitimat en aval de l'exutoire des égouts du district de Kitimat; contact secondaire (6).	C.-B.	Warrington 1987
	6,5–9,0	Pour une variation anthropique inférieure à 0,5 pH pour la classe C (1).	Washington	Washington State 1988
	7,0–8,3	Conservation de l'environnement, lorsqu'aucun désagrément n'est causé aux personnes dans leur vie quotidienne, y compris lorsqu'elles prennent une marche sur le littoral.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	7,0–8,5	Pour une variation anthropique inférieure à 0,2 pH pour les eaux de classe AA, et inférieure à 0,5 pH pour les eaux de classes A et B (1).	Washington	Washington State 1988

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
pH (suite)	7,8–8,3	Baignade; conservation des panoramas et des autres ressources naturelles.	Japon	Japan Environment Agency 1987
Phytoplancton	Descriptive	La présence d'une écume bleu-vert ou turquoise est indicative d'une fleur d'eau; on devrait éviter d'utiliser ces eaux en raison de la visibilité réduite qui y règne, et de la présence possible de toxines algales.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
Radioactivité	Descriptive	Ne doit pas dépasser les valeurs prescrites dans les «Alaska Drinking Water Standards», ni les limites indiquées dans le titre 10 «Code of Federal Regulations, Part 20»; contact et utilisation récréative secondaires.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	L'eau ne doit pas contenir de substances radioactives en concentrations telles qu'elles soient nocives pour une personne qui en ingère de petites quantités.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Résidus	Descriptive	Ne doivent pas, seuls ou combinés à d'autres substances ou déchets, causer : des modifications à l'eau de sorte qu'elle ne soit ni sûre, ni appropriée pour les utilisations envisagées; une pellicule, un miroitement ou une décoloration à la surface des eaux ou du rivage adjacent; le dépôt d'une boue, de solides ou d'une émulsion sous ou sur la surface de l'eau, dans l'eau même, au fond ou sur les rivages adjacents. Contact et utilisation récréative secondaires.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	Les particules flottantes ne doivent pas être visibles; la vitesse de sédimentation des solides inertes et les caractéristiques de ceux-ci dans les sédiments océaniques ne doivent pas subir de modifications qui pourraient nuire aux communautés benthiques.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
Salinité	5–20 g·L^{-1}	NaCL ou équivalent (concentration idéale : 9 g·L^{-1}).	C.-B.	Pommen 1989
Sédiments	Descriptive	Pas d'augmentation mesurable par rapport aux concentrations naturelles; utilisation récréative avec contact.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	Ne doit pas présenter de danger pour les personnes qui entrent accidentellement en contact avec les sédiments, ou ils ne doivent pas nuire à cette utilisation; utilisation récréative secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Solides en suspension	10 mg·L^{-1}	Augmentation maximale; bras de la Kitimat; lorsque la concentration naturelle est inférieure à 100 mg·L^{-1}, contact primaire et secondaire (10).	C.-B.	Warrington 1987

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Solides en suspension (suite)	10 %	Augmentation maximale; bras de la Kitimat; lorsque la concentration naturelle est supérieure à 100 $mg \cdot L^{-1}$, contact primaire et secondaire (10).	C.-B.	Warrington 1987
Solides flottables et décantables	Descriptive	Les débris causés par les activités anthropiques ne doivent pas être visibles.	C.-B.	Pommen 1989
	Aucune	Recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Température	15 °C–35 °C	Fourchette pour la baignade.	C.-B.	Pommen 1989
	13,0 °C	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser $t = 8/(T-4)$; classe AA (1,11).	Washington	Washington State 1988
	16,0 °C	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser $t = 12/(T-2)$; classe A (1,11).	Washington	Washington State 1988
	19,0 °C	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser $t = 16/T$; classe B (1,11).	Washington	Washington State 1988
	22,0 °C	Maximum; les augmentations de température dues à des activités humaines ne doivent, en aucun temps, dépasser $t = 20/(T+2)$; classe C (1,11).	Washington	Washington State 1988
	Descriptive	Les caractéristiques thermiques des eaux utilisées pour la baignade et la natation ne devraient pas causer une élévation ou un abaissement sensible de la température centrale chez les baigneurs et les nageurs.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990
Transparence	1 m	Obligatoire pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	2 m	Recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Turbidité	5 UNT	Augmentation maximale au-dessus de la turbidité naturelle lorsque celle-ci est inférieure à 50 UNT.	Canada	Santé et Bien-être social Canada 1990

Tableau C-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Turbidité (suite)	5 UNT	Turbidité induite; niveau naturel < 50 UTN (12).	C.-B.	Pommen 1989
	5 UNT	Augmentation maximale; bras de la Kitimat; niveau naturel < 50 UNT; contact primaire et secondaire (6,10).	C.-B.	Warrington 1987
	5 UNT	Augmentation maximale; niveau naturel < 50 UNT; classes AA et A (1).	Washington	Washington State 1988
	10 UNT	Augmentation maximale; niveau naturel < 50 UNT; classes B et C (1).	Washington	Washington State 1988
	25 UNT	Contact et utilisation récréative secondaires.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	10 %	Turbidité induite; niveau naturel > 50 UNT (12).	C.-B.	Pommen 1989
	10 %	Augmentation maximale; bras de la Kitimat; niveau naturel > 50 UNT; contact primaire et secondaire (6,10).	C.-B.	Warrington 1987
	10 %	Augmentation maximale; niveau naturel > 50 UNT; classes AA et A (1).	Washington	Washington State 1988
	20 %	Augmentation maximale; niveau naturel > 50 UNT; classes B et C (1).	Washington	Washington State 1988
	Descriptive	La lumière naturelle ne doit pas être réduite de façon appréciable en tout point à l'extérieur de la zone de dilution initiale à la suite du rejet de déchets.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
Virus	Descriptive	On doit prélever des échantillons de virus lorsqu'il y a des preuves épidémiologiques ou autres de leur présence dans l'eau, ou afin d'évaluer les dangers d'une utilisation excessive de l'eau avec transmission possible de personne à personne des pathogènes.	Canada	

(1) Classe AA = eau de qualité extraordinaire; les eaux de cette classe satisfont de façon constante et uniforme aux exigences pour toutes ou presque toutes les utilisations; utilisation récréative avec contact primaire.
Classe A = eau d'excellente qualité; ces eaux satisfont les exigences, ou les dépassent, pour toutes ou presque toutes les utilisations; utilisation récréative avec contact primaire.
Classe B = eau de bonne qualité; ces eaux satisfont aux exigences pour la plupart des utilisations, ou les dépassent; utilisation récréative avec contact secondaire.
Classe C = eau de qualité moyenne; ces eaux satisfont aux exigences, ou les dépassent, pour certaines utilisations essentielles; utilisation récréative avec contact secondaire.

(2) La médiane et les moyennes géométriques sont calculées à partir d'au moins 5 échantillons prélevés dans une période de 30 jours. Pour le calcul des 90e percentiles, il faut 10 échantillons.

Tableau C-1. (suite)

(3) Ces critères pour l'utilisation récréative de l'eau avec contact primaire peuvent faire l'objet d'une révision, tout dépendant des résultats futurs d'une étude fédérale-provinciale sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada.

(4) Toutefois, si on peut démontrer que la présence de *E. coli* ou de coliformes fécaux est indicative d'une contamination des eaux marines par des matières fécales, on pourra alors utiliser la limite maximale pour *E. coli* ou les coliformes fécaux. La moyenne géométrique maximale pour *E. coli* est de 200/100 mL; si un des échantillons contient une teneur supérieure à 400/100 mL, il faudra procéder à un rééchantillonnage. Lorsque les analyses ont démontré que plus de 90 % des coliformes fécaux sont des *E. coli*, on peut déterminer la teneur en coliformes fécaux ou en *E. coli*. Lorsque moins de 90 % des coliformes fécaux sont des *E. coli*, on pourra déterminer seulement la teneur en *E. coli*.

(5) Plage désignée pour baignade = 75 % LC (limite de confiance); utilisation modérée = 82 % LC; faible utilisation = 90 % LC; utilisation peu fréquente pour la baignade = 95 % LC.

(6) Les objectifs s'appliquent à des échantillons discrets provenant de toutes les parties des masses d'eau, exception faite des zones de dilution initiale des effluents. Dans la rivière Kitimat, la zone de dilution initiale s'étend jusqu'à 100 m en aval d'un exutoire, et couvre jusqu'à 50 % de la largeur de la rivière, de la surface jusqu'au fond. En milieu marin, les zones de dilution initiale sont des cylindres d'un rayon maximal de 100 m autour d'un exutoire, et s'étendant des sédiments jusqu'à la surface de l'eau. Le port de Kitimat est également défini comme étant une zone de dilution initiale.

(7) Les critères actuels pour les coliformes fécaux s'appliqueront de façon provisoire jusqu'à ce que l'utilisation d'autres indicateurs soit prescrite.

(8) Dans les zones de baignade et de natation où ces concentrations sont habituellement dépassées, on doit protéger l'eau contre toute dégradation de sa qualité par une source nouvelle de pollution ou par l'augmentation de la pollution existante. On doit également protéger les eaux de haute qualité contre toute dégradation au-delà des niveaux mentionnés.

(9) Cette valeur représente le niveau d'enquête sanitaire pour l'eau des zones de baignade et de natation ouvertes et non fermées. Les échantillons doivent être prélevés dans des conditions représentatives de la qualité de l'eau à laquelle les utilisateurs sont habituellement exposés.

(10) L'augmentation est établie par rapport aux concentrations mesurées dans un lieu de référence, ou en amont d'un ou une série d'exutoires, et le plus près possible de ceux-ci, ou dans une partie non perturbée de l'environnement marin. Cette augmentation s'applique aux concentrations en aval ou dans les zones touchées.

(11) Une augmentation de température de 0,3 °C sera autorisée lorsque les conditions naturelles dépassent la valeur maximale indiquée. Aux fins de la présente annexe, la valeur «t» représente l'augmentation maximale admissible de température mesurée à la limite d'une zone de dilution, et la valeur «T» représente la température naturelle mesurée en un ou plusieurs points non perturbés par l'effluent, et représentative de la température ambiante maximale de l'eau à proximité de l'exutoire. Ceci vaut pour les classes AA, A et B, pourvu que l'augmentation de température due à des activités non ponctuelles ne soit pas supérieure à 2,8 °C.

(12) On entend par concentration naturelle la concentration qui prévalait avant les travaux d'aménagement, la concentration en amont en tout temps, ou, s'il y a lieu, la concentration dans une masse d'eau adjacente et non perturbée, présentant des caractéristiques hydrologiques et géologiques similaires.

Annexe D

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables chimiques

Tableau D-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – utilisations récréatives et aspects esthétiques : variables chimiques.

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Justification	Autorité	Référence
Cadmium, total	<12	Moyenne (1); bras de la Kitimat (2).	C.-B.	Warrington 1987
	38	Conc. max. (1); bras de la Kitimat (2).	C.-B.	Warrington 1987
Généralités	Descriptive	Les concentrations de substances toxiques, rendues actives ou nocives, doivent être inférieures aux concentrations qui peuvent nuire aux utilisations caractéristiques de l'eau, avoir des effets aigus ou chroniques sur le biote aquatique, ou nuire à la santé publique; ces substances ne devront pas être rejetées en concentrations supérieures aux concentrations naturelles; classes AA, A, B et C (3).	Washington	Washington State 1988
Nitrate	10 000	Conc. max., sous forme de N; lorsqu'il y a des nitrates et des nitrites, les nitrates totaux plus les nitrites-N ne doivent pas être en concentration supérieure à cette valeur.	C.-B.	Pommen 1989
Nitrite	1000	Conc. max., sous forme de N.	C.-B.	Pommen 1989
Phénols	5	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	50	Conc. max.; obligatoire pour les eaux de baignade; pas d'odeur spécifique.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Substances toxiques et nocives	Descriptive	La concentration de ces substances ne doit pas dépasser les critères de qualité pour l'eau de l'EPA applicables aux constituants en cause; utilisation récréative avec contact.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	Il ne doit pas y avoir de substances qui présentent un danger pour les personnes qui entrent accidentellement en contact avec celles-ci; utilisation récréative secondaire.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Tensioactifs	300	Conc. max.; recommandation pour les eaux de baignade; laurylsulfate.	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive	Pas de mousse durable; obligatoire; eaux de baignade.	Europe	Commission des communautés européennes 1988

(1) La moyenne est calculée à partir d'au moins 5 échantillons hebdomadaires pris au cours d'une période de 30 jours.

(2) Les objectifs s'appliquent à des échantillons discrets provenant de toutes les parties des masses d'eau, exception faite des zones de dilution initiale des effluents. Dans la rivière Kitimat, la zone de dilution initiale s'étend jusqu'à 100 m en aval d'un exutoire, et couvre jusqu'à 50 % de la largeur de la rivière, de la surface jusqu'au fond. En milieu marin, les zones de dilution initiale sont des cylindres d'un rayon maximal de 100 m autour d'un exutoire, et s'étendant des sédiments jusqu'à la surface de l'eau. Le port de Kitimat est également défini comme étant une zone de dilution initiale.

Tableau D-1. (suite)

(3) Classe AA = eau de qualité extraordinaire; les eaux de cette classe satisfont de façon constante et uniforme aux exigences pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe A = eau d'excellente qualité; ces eaux satisfont les exigences, ou les dépassent, pour toutes ou presque toutes les utilisations.
Classe B = eau de bonne qualité; ces eaux satisfont aux exigences pour la plupart des utilisations, ou les dépassent.
Classe C = eau de qualité moyenne; ces eaux satisfont aux exigences, ou les dépassent, pour certaines utilisations essentielles.

Annexe E

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – approvisionnement en eau industrielle : variables générales

Tableau E-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – approvisionnement en eau industrielle : variables générales

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Aspects esthétiques	Descriptive	Les eaux doivent être : a) libres de substances qui peuvent se décanter et former des dépôts de boues putrides ou désagréables; b) exemptes de débris flottants, d'huiles, de graisses, d'écume, de mousse et d'autres matières flottantes en quantités pouvant être désagréables à l'oeil ou autrement; c) exemptes de matières qui produisent des couleurs, des odeurs, de la turbidité ou d'autres conditions à un degré qui offusque la vue ou est désagréable; classes 1, 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Coliformes fécaux (CF)	5 CF/100 mL	Médiane; pour des mollusques en cuve; classe 2 (1,2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	15 CF/100 mL	80e percentile; pour des mollusques en cuve; classe 2 (1,2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	200 CF/100 mL	Pour éviter les effets nocifs chez les travailleurs lorsque le contact avec la source d'eau est probable.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Couleur	25 unités	Couleur maximale des eaux de surface qui ont été utilisées dans l'industrie pétrolière.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	75 unités	Pour le conditionnement des poissons et fruits de mer.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	360 unités	Couleur maximale des eaux de surface qui ont été utilisées dans l'industrie des pâtes et papier.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	500 unités	Couleur maximale des eaux de surface qui ont été utilisées dans l'industrie chimique et connexe.	États-Unis	U.S. EPA 1987
	1200 unités	Couleur maximale des eaux de surface qui ont été utilisées comme sources pour l'alimentation des chaudières et l'eau de refroidissement.	Japon	Japan Environment Agency 1987
Demande chimique d'oxygène	3 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. max.; eau industrielle.		
Huiles et graisses	Descriptive	Les eaux ne doivent pas contenir d'huiles, de graisses, de cires ou d'autres matières similaires en concentrations qui peuvent causer la formation d'une pellicule ou d'une couche visible à la		

Tableau E-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Huiles et graisses (suite)		surface de l'eau et, qui peuvent causer un désagrément ou nuire à l'utilisation de l'eau; classe 3 (1).		
Matières décantables	Descriptive	Les eaux ne doivent pas contenir de matières pouvant se décanter en concentrations donnant lieu à une sédimentation nuisible à cette utilisation de l'eau; classe 3.	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Matières flottantes ou submergées	Descriptive	Les eaux ne doivent pas contenir de matières ou d'objets flottants ou submergés qui peuvent nuire à cette utilisation ou la perturber; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Odeur	Descriptive	Les eaux ne doivent pas contenir de substances odorantes en concentrations qui pourraient être désagréables ou nuire à cette utilisation de l'eau; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Oxygène dissous	4,3 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. min.; classes 1, 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5 $mg \cdot L^{-1}$	Jusqu'à 6 heures consécutives; classes 1, 2 et 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. min.; eau industrielle.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	5 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. min.; eau industrielle.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	9 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. max.; eau industrielle.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
pH	6,5–8,5	Classe 2 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	7,8–8,3	Eau industrielle.	Japon	Japan Environment Agency 1987
	0,5 unité	Variation maximale par rapport aux pH naturels; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Rapport ionique	Descriptive	Les rapports des principaux ions ne doivent pas être modifiés de façon à perturber cette utilisation (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau E-1. (suite)

Variable	Valeur	Justification	Autorité	Référence
Salinité	Descriptive	Les influences anthropiques ne devraient pas modifier la salinité moyenne saisonnière, mesurée de préférence pendant au moins cinq ans, de plus de 0,25 écart type, ni modifier la salinité au-delà de la fourchette enregistrée pendant cette période; classe 2 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Sédiments	Descriptive	Aucune charge imposée ne doit perturber les concentrations établies pour le traitement de l'eau; aquiculture.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
	Descriptive	Valeur inférieure aux concentrations habituellement détectables; eau utilisée pour le conditionnement des poissons et des fruits de mer.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Solides en suspension	160 $mg \cdot L^{-1}$	Conc. max.; classe 2 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	Descriptive	Les eaux ne doivent pas contenir de matières en suspension en concentration pouvant les rendre inappropriées pour cette utilisation; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Température	2 °C	Variation maximale admissible de la température moyenne hebdomadaire due à des sources anthropiques, pour les eaux au nord du 27e degré sud de latitude; classe 2 (1,3).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	2 °C	Variation par rapport à la température ambiante; classe 3 (1).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	4 °C	Variation maximale admissible de la température moyenne hebdomadaire due à des sources anthropiques, pour les eaux au sud du 27e degré sud de latitude; classe 2 (1,3).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	15 °C	Conc. max.; eaux utilisées pour le conditionnement des poissons et des fruits de mer.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Turbidité	Descriptive	Ne doit pas causer d'effets nuisibles sur les niveaux établis pour le traitement de l'eau d'alimentation; eau utilisée pour le conditionnement des poissons et des fruits de mer.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989

1) Classe 1 = eau utilisée pour le conditionnement, le lavage et la cuisson des aliments.
Classe 2 = eau utilisée pour le conditionnement des aliments, et le stockage en usine.

Tableau E-1. (suite)

Classe 3 = production de vapeur, refroidissement et autres procédés.

2) Au moins 5 échantillons prélevés pendant une période maximale de 30 jours sont testés.

3) Applicable pendant toutes les saisons de l'année, pourvu qu'aucune valeur ne dépasse de plus de 2 °C la plus haute température maximale estivale enregistrée pendant les cinq années précédentes, inclusivement.

Annexe F

Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – approvisionnement en eau industrielle : variables chimiques

Tableau F-1. Compilation des recommandations pour la qualité de l'eau – approvisionnement en eau industrielle : variables chimiques

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Agents pouvant altérer la chair des poissons	Descriptive		Les substances susceptibles de modifier le goût ou l'odeur des poissons ne doivent pas être présentes en concentrations pouvant altérer de façon indésirable le goût ou l'odeur de la chair des poissons ou des autres produits comestibles d'origine aquatique; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Aldrine	0,015	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Ammoniaque	3000	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	5000	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Argent	2,25	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	10	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Arsenic	40	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	500	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Autres substances chimiques	Descriptive		Aucune substance chimique, autres que celles présentes de façon naturelle, ne doit se trouver en concentrations qui peuvent nuire à cette utilisation de l'eau; l'eau ne doit contenir aucun toxique ou autre matière pouvant présenter un danger pour le personnel; classe 3 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

2,4-D = dichloro-2,4 phénoxy-acétique, acide
DDT = dichlorodiphényltrichloroéthane
PCB = polychlorobiphényles

Tableau F-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Azinphos-méthyl	0,05	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Cadmium	15	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	40	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Camphéchlore	0,025	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Chlordane	0,02	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Chlore résiduel total	10	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	30	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Chrome total	10	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	35	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Composés phénoliques	300	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau F-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Cuivre	25	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	40	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Cyanures	25	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	40	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
2,4-D	20	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
DDT	0,005	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Dieldrine	0,015	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Endosulfan	0,005	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Endrine	0,02	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Fluorure	10 000	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Généralités	Descriptive		Classe 1 (2); dans les endroits où il faut protéger cette utilisation de l'eau, on appliquera comme critères pour les	Australie O.	Western Australia Department

Tableau F-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Généralités (suite)			paramètres toxicologiques et radiologiques les critères actuels souhaitables énoncés dans le document du ministère de la Santé intitulé «Desirable Quality of Drinking Water in Australia», publié par AGPS Canberra, 1980.		of Conservation and Environment 1981
Heptachlore	0,005	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Hydrocarbures aromatiques	5	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Hydrocarbures totaux	50	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Hydrogène sulfuré	10	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Lindane	0,02	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Maldison	0,5	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Mercure	0,7	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	3	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Méthoxychlore	0,15	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau F-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Nickel	100	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	450	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Nutriments et autres biostimulants	Descriptive		L'apport en nutriments ou en stimulants de croissance ne doit pas provoquer de croissance excessive ou nuisible des algues ou d'autres plantes; classe 3 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Parathion	0,2	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
PCB	0,005	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Pesticides, autres	Descriptive		0,05 de la CL_{50}-96 h; pour certaines espèces d'essai; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Plomb	40	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	200	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Substances radioactives	Descriptive		Ne doivent pas être présentes en concentrations nocives pour la vie humaine, végétale, animale ou aquatique, ou pouvant causer l'accumulation de ces substances dans la chaîne alimentaire à un degré présentant un danger pour la vie humaine, végétale, animale ou aquatique; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	Descriptive		Ne doivent pas être présentes en concentrations nuisibles à cette utilisation de l'eau; classe 3 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

Tableau F-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Méthode	Justification	Autorité	Référence
	Descriptive		Ne doivent pas dépasser les normes de l'Alaska pour l'eau potable.	Alaska	Alaska Department of Environmental Quality 1989
Tensioactifs	Descriptive		0,05 de la CL_{50}-96 h; pour les organismes d'essai; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	Descriptive		L'eau ne doit pas contenir de tensioactifs en quantités pouvant créer de la mousse ou nuire à son utilisation; classe 3 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
Zinc	100	(1)	Médiane sur 6 mois; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981
	200	(1)	Conc. max.; classe 2 (2).	Australie O.	Western Australia Department of Conservation and Environment 1981

(1) Cette valeur est calculée comme étant cinq fois la concentration recommandée pour la protection de la vie aquatique.

(2) La classe 1 représente une protection maximale pour les écosystèmes, et elle correspond à la qualité d'une eau naturelle ou vierge; les eaux de classe 1 ne doivent recevoir aucun déchet de quelque nature que ce soit, ni être perturbées par des modifications anthropiques dans le bassin des eaux superficielles ou souterraines, ni dans la masse d'eau elle-même.
La classe 2 représente un niveau élevé de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui peuvent se produire seront rapidement assimilés ou absorbés par l'écosystème, sans effets détectables sur les biotes ou la structure de l'écosystème auquel ils appartiennent.
La classe 3 représente un niveau minimal de protection, de sorte que les rejets de déchets ou les variations anthropiques qui se produisent peuvent modifier le biote actuel, sans toutefois changer la nature du biote indigène au point où celui-ci ne peut plus fonctionner en tant qu'écosystème.

Annexe G

Compilation des recommandations pour la qualité des sédiments – protection de la vie aquatique

Tableau G-1. Compilation des recommandations pour la qualité des sédiments – protection de la vie aquatique

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Acénaphtène	0,063	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,16	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,2	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,5	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,5	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,57	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,63	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	16,5	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985

ACR = rapport de toxicité aiguë/chronique
AET = concentration seuil produisant des effets apparents
COT = carbone organique total
2,4-D = dichloro–2,4 phénoxy–acétique, acide
DDD = dichlorodiphényldichloroéthane
DDE = dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT = dichlorodiphényltrichloroéthane
EP = partage à l'équilibre
EPA = Environmental Protection Agency
FDA = Food and Drug Administration
IUPAC = International Union of Pure and Applied Chemistry
LAET = concentration seuil minimale produisant des effets apparents
CSEO = concentration (maximale) sans effet observé
HAP = hydrocarbure aromatique polycyclique
PCB = polychlorobiphényle
SB = contamination naturelle dans les sédiments
SLC = concentration de dépistage
SQT = analyse triple des sédiments
2,4,5-T = trichloro–2,4,5 phénoxy–acétique, acide
* À moins d'indication contraire.

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Acénaphtène (suite)	16,5	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. chronique) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	23	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
Acénaphtylène	0,0474	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,064	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,13	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,64	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,64	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,66	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	1,3	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	6	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,66	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Acide benzoïque	0,65	AET	Critère provisoire; poids sec (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,076	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,216	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,65	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Acide benzoïque (suite)	0,65	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,69	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>1,7	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Alcool benzylique	0,057	AET	Critère provisoire; poids sec (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,01	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,057	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,073	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,073	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,087	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	>0,73	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Aldrine	0,0043	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,0052	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	0,00525	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,0084	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile, à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Aniline	0,00248	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la conc. toxique chronique finale (FCV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
Anthracène	0,13	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,163	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,19	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,38	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile, à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,96	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,3	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	1,3	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	1,3	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	2,2	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	2,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	11	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Antimoine	2,6	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	3,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	20	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Antimoine (suite)	26	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	150	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	150	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	500	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Argent	6,1	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,59	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,2	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	5,2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	5,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	5,9	AET	Nouveau LAET; poids sec (3,23).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	>6,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	1000	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Arsenic	57	AET	Critère provisoire; poids sec (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	>	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	5	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Arsenic (suite)	8	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	8,25	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	16	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	35	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	40		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	45	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	57	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	57	AET	CSEO ACR; poids sec (2, 11).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	57	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	70	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	85	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	100	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	200	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	700	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
Baryum	20	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Baryum (suite)	2000	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Benzène	0,34	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Benzo(a)anthracène	0,261	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,261	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,45	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,51	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,1	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,3	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,6	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou 1987
	4,5	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	4,5	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	6,5	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	13,17	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT.	États-Unis	U.S. EPA 1988
	21	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile, à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	55	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	55	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Benzo(a)anthracène (suite)	55	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
Benzo(a)pyrène	0,2	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,36	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,396	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,397	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,68	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,75	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,99	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,6	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	6,8	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	6,8	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	10,63	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT.	États-Unis	U.S. EPA 1988
	>13	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Benzo(a)pyrène (suite)	18	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	45	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile, à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	450	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	450	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	450	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
Benzofluoranthènes	0,8	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,99	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	2,3	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1); somme des isomères «b», «j» et «k».	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	3,2	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	8	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	8	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	15	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Benzo(a)fluoranthène	0,55	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,75	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des	Pays-Bas	National Institute of Public

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Benzo(a)fluoranthène (suite)			sédiments d'eau douce et de dragage.		Health and Environmental Protection 1989
Benzo(k)fluoranthène	0,55	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,75	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	1250	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Benzo(g,h,i)pérylène	0,2	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,26	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,31	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,54	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,67	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,75	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Benzo(g,h,i)pérylène (suite)	5,4	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	5,4	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>12	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Béryllium	200	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Bis(2-éthylhexyl) phtalate	0,19	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,47	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,6	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	1,3	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,9	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	3,1	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	31	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
Cadmium	0,6		Comprend les composés du cadmium; en phase solide dans des déchets.	Canada	Règlements sur le rejet en mer 1988b
	0,96	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,96	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Cadmium (suite)	1		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	1,4	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	2	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	3		Comprend les composés de cadmium; dans la phase liquide des déchets.	Canada	Règlements sur le rejet en mer 1988b
	5,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	5,1	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	5,8	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	6,0	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	7,5	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	7,75	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	9,6	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	20	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	24	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	30	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Cadmium (suite)	Descriptive	SBA	La concentration dans les sédiments ne doit pas augmenter beaucoup avec le temps (12).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Chlordane	0,0003	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (3).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,0006	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (3).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Chlorophénols	0,01		Bancs Sturgeon et Roberts; fleuve Fraser, y compris l'embranchement principal et les bras North, Middle et Main; poids sec; concentration maximale dans les sédiments de surface au fond (14).	C.-B.	Swain et Holms 1985
Chlorpyriphos	0,0044	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la conc. toxique chronique finale (FCV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
Chlorure de méthyle	0,48	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Chlorure de méthylène	0,5	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Chrome	25	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	25	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	27	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	100	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	115	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Chrome (suite)	155	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	20–300		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	200	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	260	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	260	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	600	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
Chrysène	0,384	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,384	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,67	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,92	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,1	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,2	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	1,4	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	4,4	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Chrysène (suite)	6,7	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	6,7	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	8,5	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	115	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	115	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	115	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
Composés organohalogénés	Descriptive		Limite de 0,01 partie d'une concentration s'étant avérée toxique pour les organismes marins sensibles dans un échantillon soumis à un essai biologique; essai effectué conformément aux procédures établies ou approuvées par le ministère.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
Cuivre	25	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	25	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	34	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	35	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	50	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	50		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	54	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Cuivre (suite)	81	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	90	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	130	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	310	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	390	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	400	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	530	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	810	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2000	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Cyanure	0,025	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,1	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	0,1	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	100	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
2,4-D	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
DDD	0,002	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,006	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,01	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,022	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	3,25	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	3,25	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	3,25	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
DDE	0,0031	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,009	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,027	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,06	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	7	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	7	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	7	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
p,p'-DDT	0,0004	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,0007	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,0015	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
p,p'-DDT (suite)	0,0016	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. chronique) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	0,00828	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale dans les résidus (FRV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,011	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	0,033	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,037	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,059	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,2	EP	Comprend le DDD et le DDE; les concentrations supérieures à cette recommandation seront considérées comme pouvant nuire à la qualité de l'eau consommée par les humains et (ou) la faune.	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	0,21	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	0,21	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	0,428	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,505	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	Descriptive	SBA	La concentration de DDT dans les sédiments ne doit pas augmenter beaucoup avec le temps (15).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Dibenzo(a,h)-anthracène	0,097	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Dibenzo(a,h)-anthracène (suite)	0,12	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,23	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,12	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,89	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	1,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	1,2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	12	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	35	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	240	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
Dibenzofurane	0,054	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,15	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,17	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,54	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,54	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,54	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Dibenzofurane (suite)	0,58	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Dichlorobenzène	0,7	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
1,2-dichlorobenzène	0,019	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,019	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,023	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,023	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,035	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,05	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,19	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
1,3-dichlorobenzène	0,017	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	>0,15	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,17	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,17	AET	Nouveau LAET; poids sec (3,16).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	>0,17	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	NV (17)	AET	Nouvelle valeur LAET.	Washington	Washington Department of Ecology 1989
1,4-dichlorobenzène	0,012	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
1,4-dichlorobenzène (suite)	0,026	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,031	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,11	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,12	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,16	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,26	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
Dieldrine	0,00001	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,00002	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,0013	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale dans les résidus (FRV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	0,0577	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale de toxicité chronique (FCV) (8).	États-Unis	Environmental Protection Agency 1988
2,4-diméthylphénol	0,01	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,021	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,026	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,029	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
2,4-diméthylphénol (suite)	0,029	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,05	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
Dinitrotoluène	0,22	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Endrine	0,00001	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,00002	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,00053	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale dans les résidus (FRV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,00215	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale de toxicité chronique (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Éthylbenzène	0,0037	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,01	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,01	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,037	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	>0,038	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,05	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	1,4	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Éthylbenzène (suite)	NV (17)	AET	Nouvelle valeur LAET.	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Fer	10 000	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	17 000	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Fluoranthène	0,432	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,63	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,644	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	1,2	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	1,6	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,6	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	2	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	2,5	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	3,1	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Fluoranthène (suite)	3,6	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. chronique) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	4,17	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	6,3	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	6,3	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	9	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	9	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	12	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	18,83	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT.	Washington	U.S. EPA 1988
Fluorène	0,059	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,064	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,101	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,16	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,23	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,36	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,54	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Fluorène (suite)	0,64	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,64	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,79	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	7	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	7	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
HAP	3,8	SQTA	Effets biologiques nuls ou minimes; naphtalène, naphtalène chloré, fluoranthène.	États-Unis	Chapman 1986
	3,8–6,8	SQTA	Plage d'effets incertains; naphtalène, naphtalène chloré, fluoranthène.	États-Unis	Chapman 1986
	6,8	SQTA	Effets biologiques majeurs; y compris le naphtalène, le naphtalène chloré et le fluoranthène.	États-Unis	Chapman 1986
HAP - Faible masse moléculaire	0,61	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2,4	AET	CSEO ACR; poids sec (2,19).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	3,7	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1,19).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	5,2	AET	Nouveau LAET; poids sec (3,19).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	6,1	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	6,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	7,8	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
HAP - Masse moléculaire élevée	1,8	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
HAP-Masse moléculaire élevée (suite)	6,9	AET	CSEO ACR; poids sec (2,20).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	9,6	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1,20).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	12	AET	Nouveau LAET; poids sec (3,20).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	51	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>51	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	76	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Heptachlore	0,00004	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,00006	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (13).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,00104	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale dans les résidus (FRV) (8).	Washington	U.S. EPA 1988
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Hexachlorobenzène	0,0038	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,0038	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,022	AET	CSEO ACR; poids sec (2,11).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,022	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,023	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Hexachlorobenzène (suite)	0,23	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,23	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
Hexachlorobutadiène	0,011	AET	CSEO ACR; poids sec (2,11).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,011	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,029	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,039	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,069	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,27	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,29	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,32	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Hexachlorocyclo-hexane (Lindane)	0,00157	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT.	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,003	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	Descriptive	SBA	Lindane et ses isomères; la concentration totale dans les mollusques, les poissons et (ou) les crustacés ne doit pas augmenter de façon appréciable avec le temps (12).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
Hexachloroéthane	1,4	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Hexachloroéthane (suite)	14	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	3,6	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Huiles et graisses	1000	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	1500	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	Descriptive		Ces substances ne sont pas autorisées dans les sédiments en concentrations pouvant avoir des effets nocifs sur le biote.	États-Unis	U.S. EPA 1988
Huile minérale	500	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	3000	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	5000	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
Indeno(1,2,3-c,d)-pyrène	0,069	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,18	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,2	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,34	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,6	AET	Nouveau LAET; poids sec (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Indeno(1,2,3-c,d)-pyrène (suite)	0,75	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	3,5	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	>5,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	5,25	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	9	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	6000	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Isophorone	2,4	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Malathion	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Manganèse	300	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Matières organiques	Descriptive		Leur concentration dans les sédiments marins ne doit pas augmenter à des niveaux pouvant nuire à la vie marine.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
Matières radioactives	Descriptive		0,00005 $TBq \cdot kg^{-1}$ pour les émetteurs alpha.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
	Descriptive		0,02 $TBq \cdot kg^{-1}$ pour les émetteurs bêta/gamma dont la demi-vie est supérieure à un an; exception faite du tritium.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
	Descriptive		3 $TBq \cdot kg^{-1}$ pour le tritium et les émetteurs bêta/gamma dont la demi-vie est d'un an ou moins.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
Mercure	0,0075	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,15	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Mercure (suite)	0,15		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	0,2	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,21	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,3	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	0,41	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,5	SBA	Valeur cible recommandée pour la olassification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,75		Comprend les composés de mercure; dans la phase solide des déchets.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
	0,8	EP	Seuil de toxicité chronique en milieu marin de l'EPA; valeur non corrigée en fonction du carbone organique.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,88	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	1	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	1	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	1,5		Comprend les composés de mercure; dans la phase liquide des déchets.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
	1,6	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Mercure (suite)	2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	15	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	20	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	Descriptive		La concentration de mercure dans les sédiments ne doit pas augmenter de façon appréciable avec le temps (12).	Europe	Commission des communautés européennes 1988
	Descriptive		C = 0,18(H/J)(1/S); norme provisoire d'élimination; H est la différence moyenne des marées en mètres, J est le taux de rejet du mercure, S est le facteur de sécurité (18).	Japon	Japan Environment Agency 1987
Méthoxychlore	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
2-méthylnaphtalène	0,067	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,19	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,38	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,67	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,67	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,67	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,64	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
2-méthylphénol	0,0072	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,01	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,063	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,072	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>0,072	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
4-méthylphénol	0,12	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,36	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,67	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,67	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	1,2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2,5	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Mirex	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Naphtalène	0,21	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,27	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Naphtalène (suite)	0,367	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,414	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,5	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,72	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,99	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,7	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	2,1	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	2,1	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	10,5	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	10,5	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
Nickel	14	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	20	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	25	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	28	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Nickel (suite)	40	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	45	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	49	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	50	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	100	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	120	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>140	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	140	AET	Nouveau LAET; poids sec (3,16).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	2000	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	NV (17)	AET	Nouvelle valeur LAET.	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Nitrobenzène	1,65	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
n-nitroso-diphénylamine	0,013	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,022	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,028	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
n-nitroso-diphénylamine (suite)	0,074	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,11	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,11	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,22	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
Organochlorés extractibles	5,5	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	7	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	20	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
Parathion	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
PCB	0,004	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage, pour chaque composé individuel; numéros 28, 52, 101, 138, 153, 180 de l'UICPA.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,02	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage; somme.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	0,03		Baie Boundary.	C.-B.	Swain et Holms 1988
	0,03		Fleuve Fraser.	C.-B.	Swain et Holms 1985

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
PCB (suite)	0,03	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage, pour chaque composé individuel; numéros 28, 52, 101, 138, 153 et 180 de l'UICPA.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,0366	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,0426	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,05			C.-B.	Pommen 1989
	0,05	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	0,07	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT; d'après le critère pour l'hexachlorobiphényle.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,1	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage; numéros 28, 52, 101, 138, 153 et 180 de l'UICPA; chaque composé.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,12	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,13	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,13	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,15	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage; somme.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	0,31	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,4	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage; somme.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
PCB (suite)	0,5	EP	Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	0,65	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	1,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	2,5	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	1–10	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9,21).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	10		Niveau maximal pour l'épuration/élimination des résidus de dragage.	Japon	Japan Environment Agency 1987
PCB (1254)	0,1	SQTA	Effets biologiques nuls ou minimes.	États-Unis	Chapman 1986
	0,1–0,8	SQTA	Plage d'effets incertains.	États-Unis	Chapman 1986
	0,418	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale sans les résidus (FRV) (8).	États-Unis	U.S. EPA 1988
	0,8	SQTA	Effets biologiques majeurs.	États-Unis	Chapman 1986
Pentachlorophénol	0,069	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,14	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>0,14	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,36	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,66	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	Descriptive	SBA	La concentration de pentachlorophénol dans les sédiments ne doit pas augmenter de façon appréciable avec le temps (22).	Europe	Commission des communautés européennes 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Pétrole brut	10		Substances solubles dans le N-hexane; y compris le pétrole brut et ses déchets, les produits pétroliers raffinés, les résidus de distillation du pétrole, et tout mélange contenant une ou plusieurs de ces substances.	Canada	Règlements sur le rejet en mer 1988b
Phénanthrène	0,11	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,24	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,259	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,32	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,368	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,69	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	1,02	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT; d'après la valeur finale de toxicité chronique (FRV) (8).	États-Unis	Environmental Protection Agency 1988
	1,5	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	3,2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	3,2	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	4,8	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	14	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Phénanthrène (suite)	14	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	14	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
Phénol	0,12	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,12	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,42	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,2	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>1,4	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
Phtalate de butylbenzyle	0,049	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,063	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,09	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,47	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,47	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,64	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	47	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	55	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Phtalate de diéthyle	0,02	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,097	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,097	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,2	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,32	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,61	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,61	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Phtalate de diméthyle	0,016	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,071	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,16	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,16	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,49	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	0,53	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,53	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Phtalate de di-n-butyle	0,14	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,4	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Phtalate de di-n-butyle (suite)	1,4	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	≤2	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	>5,1	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	17	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	500	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Phtalate di-n-octyle	0,58	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,62	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,1	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	45	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	69	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>69	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
Plastiques	4 %		Par volume; et toutes les autres matières synthétiques persistantes sous une forme porphyrisée appropriée.	Canada	Règlements sur l'immersion des déchets en mer 1988b
Plomb	33	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	40		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	40	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	50	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Plomb (suite)	50	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	50	SQTA	Effets biologiques nuls ou minimes.	États-Unis	Chapman 1986
	50–130	SQTA	Plage d'effets incertains.	États-Unis	Chapman 1986
	66	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	66	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	70	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	130	SQTA	Effets biologiques majeurs.	États-Unis	Chapman 1986
	160	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	300	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	450	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	450	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	500	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	660	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	700	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	840	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Pyrène	0,43	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,434	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT.	États-Unis	Neff et coll. 1986
	0,665	SLCA	Concentration nationale de dépistage pour les sédiments marins à 1 % COT; valeur recalculée.	États-Unis	Neff et coll. 1987
	0,85	SBA	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	1,6	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	1,9	SBA	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	2,6	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	7,3	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>7,3	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	10	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	13,11	EP	Critère moyen provisoire à 1 % COT.	États-Unis	U.S. EPA
	14	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	49,5	EP	Concentration sûre établie d'après le critère de qualité de l'eau (tox. aiguë) à 1 % COT.	États-Unis	Pavlou 1987
	49,5	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	49,5	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Sulfure dissous	Descriptive	SBA	Les concentrations dans l'eau et à proximité des sédiments ne doivent pas augmenter de façon appréciable par rapport aux concentrations naturelles actuelles.	Californie	California State Water Resources Control Board 1989
2,4,5-TP	0,02	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
Tétrachloroéthène	0,014	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,014	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,057	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,14	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	0,21	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	>0,22	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	NV (17)	AET	Nouvelle valeur LAET.	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Tétrachloroéthylène	0,45	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Toluène	2,5	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Toxaphène	0,001 ppb	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 99e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,002 ppb	EP	Concentration admissible en milieu marin pour effets chroniques – 95e percentile; à 1 % COT (6).	États-Unis	Pavlou et coll. 1987
	0,02	EP	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
1,2,4-trichlorobenzène	0,0064	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
1,2,4-trichlorobenzène (suite)	0,0064	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,0081	AET	Critère provisoire à 1 % COT (1).	Washington	Washington Department of Ecology 1989
	0,031	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,064	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,064	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
Trichloroéthylène	1,6	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
Xylènes	0,012	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,012	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	0,04	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	0,12	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	>0,12	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; 1 % COT (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	0,16	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	NV (17)	AET	Nouvelle valeur LAET.	Washington	Washington Department of Ecology 1989
Zinc	75	SBA	Recommandation proposée pour la région VI de l'EPA pour le rejet direct dans l'eau.	États-Unis	Pavlou et Weston 1983
	90	SBA	Recommandation proposée pour la région V de l'EPA pour la classification des sédiments selon leur degré de pollution (9).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

Tableau G-1. (suite)

Variable	Valeur ($\mu g \cdot g^{-1}$)*	Méthode	Justification	Autorité	Référence
Zinc (suite)	100	SBA	Recommandation du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le rejet dans l'eau des résidus de dragage.	Ontario	Fitchko 1989
	160	AET	Niveau de dépistage pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	160	AET	CSEO ACR; poids sec (2).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	190	EP	Seuil de toxicité chronique marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Bolton et coll. 1985
	250		Effets nuisibles possibles sur la qualité de l'eau (10).	Oregon	Oregon Department of Environmental Quality 1989a
	260	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (4).	Washington	Beller et coll. 1986
	300	SBA	Valeur cible recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	410	AET	Composition du benthos à la valeur LAET; poids sec (5).	Washington	Barrick et coll. 1988
	410	AET	Nouveau LAET; poids sec (3).	Washington	Washington Department of Ecology 1988
	560	EP	Seuil de toxicité aiguë marine de l'EPA à 1 % COT.	États-Unis	Lyman et coll. 1987
	1000	SBA	Directive recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	1600	AET	Niveau maximal pour l'élimination des résidus de dragage.	Washington	Puget Sound Dredged Disposal Analysis 1989
	2500	SBA	Valeur limite recommandée pour la classification des sédiments d'eau douce et de dragage.	Pays-Bas	National Institute of Public Health and Environmental Protection 1989
	5000	SBA	Seuil d'alerte pour les sédiments de l'U.S. Geological Survey (7).	États-Unis	Pavlou et Weston 1983

(1) Ces valeurs ont été établies d'après la méthode AET et la méthode de partage à l'équilibre, et d'après les recommandations du comité consultatif scientifique de l'United States EPA.

Tableau G-1. (suite)

(2) Pour la valeur CSCO ACR; poids sec (1) : cette concentration sans effet observé (CSEO) représente l'option n° 2 recommandée dans le document «Draft Contaminated Sediments Criteria Report», août 1988, préparé par PTI Environmental Services pour le Washington Department of Ecology. L'option 2 recommande qu'on applique la valeur ACR (10) à la plus haute valeur AET ou qu'on utilise la valeur AET pour le benthos, la plus faible des deux devant être retenue. La valeur ACR recommandée de «10» est conforme avec les recommandations de l'U.S. EPA pour les effluents complexes, contenues dans le document «Technical support document for water quality-based toxics control, 1985, EPA/440/4-85-032, U.S.EPA Office of Water, Washington D.C.».

(3) Les nouvelles valeurs LAET (sigle anglais pour «Seuil minimal produisant des effets apparents») comprennent la valeur AET et Microtox et sont identifiées dans le tableau 2 du document «Sediment Quality Values Refinement: Tasks 3 & 5, 1988 Update and Evaluation of Puget Sound AET», juin 1988, préparé par PTI Environmental Services pour le programme de l'estuaire du détroit de Puget administré par la région 10 de l'United States Environmental Protection Agency.

(4) D'après 94 stations. Une valeur «plus grand que» indique qu'on n'a pas pu établir de valeur AET définitive, parce qu'il n'y avait pas de stations de type «effets» où l'on avait enregistré des concentrations de substances chimiques supérieures à la plus forte concentration enregistrée parmi les stations de type «sans effets».

(5) D'après 201 stations. Une valeur «plus grand que» indique qu'on n'a pas pu établir de valeur AET définitive, parce qu'il n'y avait pas de stations de type «effets» où l'on avait enregistré des concentrations de substances chimiques supérieures à la plus forte concentration enregistrée parmi les stations de type «sans effets».

(6) Les concentrations admissibles de contaminants ont été calculées d'après des critères de qualité de l'eau à long terme, eux-mêmes estimés à partir de critères de qualité de l'eau à court terme.

(7) Afin que l'on puisse identifier les sites potentiels, on a identifié de 15 à 20 % des échantillons.

(8) La valeur de toxicité chronique finale (FCV) est la concentration à laquelle la vie aquatique est protégée contre la toxicité chronique. La valeur résiduelle finale (FRV) est la concentration à laquelle les utilisations de la vie aquatique sont protégées y compris le critère de vente commerciale basé sur le seuil d'intervention de la FDA ou des autres seuils d'intervention; protège aussi la consommation d'organismes aquatiques par la faune. Les critères pour les PCB sont fondés sur le seuil d'intervention de la FDA de 1980 de 5 mg/kg, et sur les facteurs de bioaccumulation mesurés en laboratoire. Depuis 1980, le seuil d'intervention de la FDA a été modifié à 2 mg/kg. De plus, les valeurs résiduelles ne tiennent pas compte de la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire qui donne lieu à un facteur de bioaccumulation pour le poisson au moins dix fois plus élevé que ceux qui ont été mesurés en laboratoire.

(9) On a considéré que ces valeurs départageaient les sédiments non pollués des sédiments modérément pollués. On a recommandé ces valeurs uniquement pour aider à décider, de façon subjective, s'il convient de rejeter ou non en eau libre des résidus de dragage. Dans le cas du mercure et des PCB, on a estimé que si ces valeurs recommandées étaient dépassées, cela constituait une preuve irréfutable de pollution grave, et par conséquent, le rejet en eau libre des sédiments n'était pas approprié.

(10) Lorsque la concentration naturelle pour un paramètre métal dans les sédiments d'une masse d'eau est supérieure aux recommandations numériques pour ce même paramètre, on utilisera comme limite numérique recommandée la concentration naturelle trouvée dans les sédiments. Le cas échéant, cette limite recommandée s'appliquera uniquement à la masse d'eau en cause.

(11) Cette valeur (ACR) a été calculée à partir du seuil produisant des effets apparents sur le benthos (valeur AET pour le benthos), d'après les recommandations de l'option 2.

(12) Par objectifs de qualité, on entend la moyenne arithmétique des résultats obtenus pendant un an. Les échantillons doivent être prélevés en un point suffisamment près de l'exutoire, de façon à être représentatifs de la qualité de l'environnement aquatique dans la région touchée par les rejets, et la fréquence d'échantillonnage doit être suffisante pour qu'on puisse observer toute modification dans l'environnement aquatique, compte tenu en particulier des variations naturelles des conditions hydrologiques.

(13) Les concentrations admissibles de contaminants ont été basées sur le critère chronique de qualité de l'eau de l'Environmental Protection Agency, ou sur une autre valeur suggérée par l'EPA.

(14) Le terme chlorophénol désigne la somme des tri-, tétra- et pentachlorophénols qui peuvent être présents dans l'eau, les sédiments ou les poissons. La valeur maximale ne doit pas être dépassée dans les sédiments de surface au fond prélevés en toute partie du sous-bassin, sauf dans les zones de dilution initiale des effluents. Pour vérifier l'objectif, on utilisera la moyenne des concentrations dans au moins trois échantillons de sédiments identiques prélevés au même endroit. Cet objectif s'applique seulement aux tissus musculaires des poissons, et non aux

Tableau G-1. (suite)

poissons entiers ou à leurs organes, pour toute espèce de poisson pris dans toute partie du sous-bassin, y compris les zones de dilution initiale des effluents.

(15) Concentration stable : la concentration de DDT dans l'environnement aquatique, les sédiments et (ou) les mollusques, les crustacés, les poissons ne devrait pas augmenter de façon appréciable avec le temps. Somme des isomères suivants : 1,1,1-trichloro-2,2 bis(p-chlorophényl)éthane; 1,1,1-trichloro-2 (o-chlorophényl)-2-(p-chlorophényl)éthane; 1,1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthylène; et 1,1,1-dichloro-2,2 bis(p-chlorophényl)éthane.

(16) On n'a pas pu établir de valeur AET définitive pour aucun indicateur biologique. On a défini la valeur CSEO comme étant la concentration d'une substance chimique égale à la plus faible valeur «plus grand que» pour la AET.

(17) «NV» indique qu'on n'a pas pu établir de AET définitive, parce qu'il n'y avait aucune station mesurant des «effets biologiques» où l'on a obtenu des concentrations de substances chimiques supérieures à la plus forte concentration observée parmi les stations de type «sans effet» (aussi appelées valeurs AET «plus grand que» ou «indéfinies»). On recommande de doser ces substances chimiques dans l'analyse régulière des sédiments du détroit de Puget. On peut établir des critères spécifiques pour ces substances chimiques avant d'adopter des normes sur la qualité des sédiments.

(18) S = 10 : aucune activité de pêche n'est réalisée. S = 50 : des activités de pêches ont lieu, et, là où les produits de la pêche se nourrissent d'organismes dans/sur les sédiments de fond, représentent < 50 % des prises totales. S = 100 : des activités de pêches ont lieu, et, là où les produits de la pêche se nourrissent d'organismes dans/sur les sédiments de fond, représentent > 50 % des prises totales = 100.

(19) Ce critère s'applique à la somme des hydrocarbures aromatiques polycycliques suivants, de «faible masse moléculaire» : naphtalène, acénaphtylène, acénaphtène, fluorène, prénanthrène et anthracène.

(20) Ce critère s'applique à la somme des hydrocarbures aromatiques polycycliques suivants, de «masse moléculaire élevée» : fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzofluoranthènes, benzo(a)pyrène, indeno(1,2,3-c,d)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et benzo(g,h,i)pérylène.

(21) On a étudié cas par cas les sédiments dont la teneur en PCB était comprise entre 1 et 10. Les sédiments contenant plus de 10 ppm de PCB étaient jugés gravement pollués.

(22) Concentration stable : la concentration de PCP dans les sédiments et (ou) les mollusques, les crustacés et les poissons ne devrait pas augmenter de façon appréciable avec le temps.

(23) La valeur LAET pour ce paramètre chimique a été calculée d'après un indicateur biologique ayant une valeur AET définitive qui n'était pas représentée par une valeur «plus grand que».

ANNEXE H

Membres du Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin

ANNEXE H. MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL INTERMINISTÉRIEL SUR LES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DE L'ENVIRONNEMENT MARIN

M. A.R. Davis
Direction de la qualité des eaux
Conservation et protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

M. Michael P. Wong
Direction de la qualité des eaux
Conservation et protection
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

M. John Karau
Programme d'immersion des déchets en mer
Protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

M^me^ Karen Lloyd
Centre national de la recherche faunique
Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

M. Lee Harding
Environnement Canada
224 Esplanade Ouest
Vancouver Nord (C.-B.)
V7M 3H7

M. Ronald Pierce
Direction de l'océanographie et des contaminants
Pêches et Océans
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

M. J. Michael Bewers
Programme de chimie marine
Pêches et Océans - Région Scotia Fundy
Institut océanographique de Bedford
Dartmouth (N.-É.)
B2Y 4A2

M^me^ Jill Jensen
Ressources naturelles et développement économique
Affaires indiennes et du Nord Canada
10, rue Wellington, tour nord
Ottawa (Ontario)
K1A 0H4

M. Richard Tobin
Division de la surveillance et des critères
Direction de l'hygiène du milieu
Santé et Bien-être social Canada
Centre d'hygiène du milieu
Parc Tunney
Ottawa (Ontario)
K1A 0L2

M. Peter Hale
Division de l'exploitation minière en mer
Énergie, Mines et Ressources Canada
460, rue O'Connor
Ottawa (Ontario)
K1A 5H3

M. Peter Gerabek
Travaux maritimes
Travaux publics Canada
Immeuble Sir Charles Tupper
Promenade Riverside
Ottawa (Ontario)
K1A 0M2

Service canadien des parcs
Direction des ressources naturelles
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Garde côtière canadienne
Division du développement des voies navigables
Édifice Canada
344, rue Slater
Ottawa (Ontario) K1A 0N7

Annexe I

Membres du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Conseil canadien des ministres de l'environnement

ANNEXE I. MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES EAUX, CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT

M. Creighton Brisco, directeur
Water Resources Services Section
Resource Management and Pollution
Control Division
Nova Scotia Department of the Environment
B.P. 2107
Halifax (N.-É.)
B3J 3B7

M. A. Blouin
Water Resources Division
Newfoundland Department of the Environment and Lands
Confederation Building West
B.P. 8700
Saint John's (T.-N.)
A1B 4J6

M. Marc Sinotte
Direction de la qualité du milieu aquatique
Ministère de l'Environnement du Québec
3900, rue Marly, 4e étage, Boîte 22
Sainte-Foy (Québec)
G1X 4E4

Mlle Kelly Robertson
Environmental Planning and Assessment Division
Government of Northwest Territories
B.P. 1320
Yellowknife (T. N.-O.)
X1A 2L9

M. J. Choate
Direction des sciences de l'environnement
Ministère des Affaires municipales et de l'environnement du Nouveau-Brunswick
B.P. 6000
Fredericton (N.-B.)
E3B 5H1

M. Roy Francis
Directeur, Water Resources Branch
Department of Community and Cultural Affairs
B.P. 2000
11, rue Kent
Charlottetown (Î.-P.-É.)
C1A 7N8

M. Wolfgang Scheider
Superviseur, Bioassessment Unit
Water Resources Branch
Ministère de l'Environnement de l'Ontario
135, avenue St. Clair Ouest, suite 100
Toronto (Ontario)
M4V 1P5

M. K. Lauten
Saskatchewan Environment and Public Safety
3085, rue Albert
Regina (Saskatchewan)
S4S 0B1

M. D. Brown
Chef, Water Standards and Studies
Environnement et Sécurité et Hygiène du travail
Manitoba
B.P. 7
Immeuble 2
139, avenue Tuxedo
Winnipeg (Manitoba)
R3N 0H6

M. R.J. Buchanan
Directeur, Water Quality Branch
Water Management Division
British Columbia Ministry of Environment
2621, rue Douglas
Victoria (C.-B.)
V8V 1X5

M. H. Percy Sims
Environmental Assessment Division
Standards Research and Development Branch
Alberta Environment
9820, 106e Rue
Edmonton (Alberta)
T5K 2J6

M. Walter Bilawich
Policy and Planning Branch
Department of Renewable Resources
Government of Yukon
B.P. 2703
Whitehorse (Yukon)
Y1A 2C6

M^me^ Eva Rosinger
Directrice générale
Conseil canadien des ministres de l'environnement
3^e^ étage, Immeuble 30
139, avenue Tuxedo
Winnipeg (Manitoba)
R3N 0H6